

Eindrapport  
December 2007

**De meerwaarde van bio  
op gebied van kwaliteit en gezondheid,  
wetenschappelijk onderzoek  
naar  
feiten en perceptie**

**Projectuitvoerders:**

UGENT-FBW-vakgroep Landbouweconomie:

*Koen Mondelaers, Joris Aertsens, Jeen Van den Berg, Guido Van Huylenbroeck, Wim Verbeke*

UGENT-FBW-vakgroep Voedselveiligheid en -kwaliteit:

*Christine Hoefkens, John Van Camp, Bruno De Meulenaer, Frank Devlieghere, Katleen Baert, Isabelle Sioen, Isabelle Vandekinderen, Anne Opsomer*

UGENT-FBW-vakgroep Gewasbescherming:

*Eline De Backer, Sofie Vergucht, Walter Steurbaut*

UGENT-Faculteit Geneeskunde: *Stefaan De Henauw, Isabelle Sioen*

VELT vzw: *Geert Gommers*

**Projectverantwoordelijke & coördinatie:**

*Guido Van Huylenbroeck & Joris Aertsens<sup>1</sup>*

**Financiering:**

*Vlaamse overheid, Afdeling Duurzame Landbouwontwikkeling*

## INHOUD

|                                                                                                                                                            |     |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| DEEL 1: KADERING VAN HET ONDERZOEK.....                                                                                                                    | 7   |
| 1 Oorsprong van het onderzoek .....                                                                                                                        | 8   |
| 2 Focus van het onderzoek .....                                                                                                                            | 8   |
| 3 Achtergrondinfo inzake claims ivm de meerwaarde van bio .....                                                                                            | 11  |
| 4 Structuur van dit rapport .....                                                                                                                          | 13  |
| 5 Projectmedewerkers, stuurgroepleden en hun rol .....                                                                                                     | 14  |
| DEEL 2: ANALYTISCH KADER EN METHODOLOGIE .....                                                                                                             | 15  |
| 1 Analytisch kader.....                                                                                                                                    | 16  |
| 2 Methodologie .....                                                                                                                                       | 21  |
| DEEL 3: MILIEU-ASPECTEN .....                                                                                                                              | 29  |
| 1 De keuze van de analyse-eenheid: per product of per perceel? .....                                                                                       | 30  |
| 2 Nitraatverliezen .....                                                                                                                                   | 36  |
| 3 Fosfaatuitloging.....                                                                                                                                    | 42  |
| 4 Biodiversiteit .....                                                                                                                                     | 46  |
| 5 Organische stof in de bodem .....                                                                                                                        | 53  |
| 6 Bijdrage aan het broeikaseffect .....                                                                                                                    | 61  |
| 7 De impact van gewasbeschermingsmiddelen in de biologische teelt versus de<br>conventionele landbouw: evaluatie aan de hand van de PRIBEL indicator ..... | 69  |
| 8 Case-studie: vergelijking biologische en gangbare preiteelt a.d.h.v.<br>levenscyclusanalyse .....                                                        | 84  |
| DEEL 4: VOEDING & GEZONDHEID .....                                                                                                                         | 104 |
| 1 Inleiding .....                                                                                                                                          | 105 |
| 2 Model voor innameschatting.....                                                                                                                          | 106 |
| 3 Nutritionele aspecten van groenten .....                                                                                                                 | 110 |
| 4 Veiligheidsaspecten van groenten .....                                                                                                                   | 123 |
| 5 Voedingswaarde versus voedselveiligheid, bio en gangbaar .....                                                                                           | 134 |
| 6 Andere biologische producten.....                                                                                                                        | 138 |
| 7 Conclusie .....                                                                                                                                          | 140 |
| DEEL 5: CONSUMENTENGEDRAG EN -PERCEPTIE .....                                                                                                              | 141 |
| 1 Inleiding .....                                                                                                                                          | 142 |
| 2 Consumptie van bio groenten.....                                                                                                                         | 144 |
| 3 Consumentenperceptie inzake bio groenten.....                                                                                                            | 149 |
| 4 Imago over de biologische consument .....                                                                                                                | 158 |
| 5 Willingness-to-pay .....                                                                                                                                 | 159 |
| 6 Het keuze-experiment .....                                                                                                                               | 163 |
| DEEL 6: VERGELIJKING VAN DE WETENSCHAPPELIJKE FEITEN MET DE<br>PERCEPTIE VAN DE CONSUMENTEN .....                                                          | 176 |
| 1 Kadering .....                                                                                                                                           | 177 |
| 2 Methodologie .....                                                                                                                                       | 177 |
| 3 Wetenschappelijke feiten versus perceptie van de verschillende groepen.....                                                                              | 178 |
| DEEL 7: ALGEMENE SAMENVATTING .....                                                                                                                        | 191 |
| 1 Kadering .....                                                                                                                                           | 192 |

|                               |                                                                                               |     |
|-------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 2                             | Vergelijking van de milieuvriendelijkheid van biologische en gangbare landbouwproductie ..... | 194 |
| 3                             | Vergelijking bio en gangbare groenten qua nutritionele en toxicologische eigenschappen .....  | 197 |
| 4                             | Consumentengedrag en -perceptie .....                                                         | 198 |
| 5                             | Perceptie versus wetenschappelijke feiten .....                                               | 200 |
| DEEL 8: LITERATUURLIJST ..... |                                                                                               | 202 |
| 1                             | Referenties kadering onderzoek en methodologie .....                                          | 202 |
| 2                             | Referenties deel milieu .....                                                                 | 203 |
| 3                             | Referenties deel voeding .....                                                                | 218 |
| 4                             | Referenties deel consumentenperceptie .....                                                   | 226 |

## LIJST VAN FIGUREN

|                                                                                                                                                                                                  |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| FIGUUR 1: INHOUDELIJKE COHERENTIE VAN HET PROJECT GEVISUALISEERD .....                                                                                                                           | 9   |
| FIGUUR 2. DPSIR – KADER .....                                                                                                                                                                    | 17  |
| FIGUUR 3: POPULATIE SAMENGESTELD OP BASIS VAN DATA UIT VERSCHILLENDE BRONNEN                                                                                                                     | 26  |
| FIGUUR 4. OVEREENKOMST TUSSEN STIKSTOFGIFT EN STIKSTOFVRAAG .....                                                                                                                                | 37  |
| FIGUUR 5. GRAAD VAN FOSFAATSATURATIE (%) IN BODEMS VAN BIOLOGISCHE<br>LANDBOUWBEDRIJVEN (VAN DEN BOSSCHE ET AL., 2005) .....                                                                     | 43  |
| FIGUUR 6. VERGELIJKENDE WEGING VAN DE VERSCHILLENDE PRAKTIJKEN TUSSEN<br>BIOLOGISCHE EN CONVENTIONELE TUINBOUWSYSTEMEN (STOCKDALE ET AL., 2006) ....                                             | 50  |
| FIGUUR 7. SIMULATIE VAN DE VERANDERING IN BODEM ORGANISCHE C IN HET<br>BASISSCENARIO (0% BIO) EN HET ALTERNATIEF SCENARIO (5% BIO) .....                                                         | 59  |
| FIGUUR 8. LINKS: AANDEEL VAN LANDBOUW IN DE TOTALE BROEIKASGASEMISSIE EN<br>RECHTS: AANDEEL VAN DE LANDBOUWPROCESSEN IN DE TOTALE LANDBOUW<br>BROEIKASGASEMISSIE, 2004. BRON: MIRA-T, 2005 ..... | 62  |
| FIGUUR 9: METHODOLOGISCH KADER VAN EEN LCA (ISO, 1997) .....                                                                                                                                     | 84  |
| FIGUUR 10. VERGELIJKING VAN DE MILIEUBELASTING VEROORZAAKT DOOR DE PRODUCTIE<br>VAN 1 KG PREI OP BIOLOGISCHE RESPECTIEVELIJK GANGBARE WIJZE .....                                                | 97  |
| FIGUUR 11: MILIEUBELASTING VAN 1 KG GANGBAAR GETEELDE PREI OPGESPLITST NAAR DE<br>VERSCHILLENDE PROCESSEN BETROKKEN IN HET PRODUCTSISTEEM .....                                                  | 99  |
| FIGUUR 12: MILIEUBELASTING VAN 1 KG BIOLOGISCH GETEELDE PREI OPGESPLITST NAAR DE<br>VERSCHILLENDE PROCESSEN BETROKKEN IN HET PRODUCTSISTEEM .....                                                | 100 |
| FIGUUR 13: VERGELIJKING VAN DE MILIEUBELASTING VEROORZAAKT DOOR DE PRODUCTIE<br>VAN 1 M <sup>2</sup> PREI OP BIOLOGISCHE RESPECTIEVELIJK GANGBARE WIJZE .....                                    | 101 |
| FIGUUR 14. GROENTENCONSUMPTIE VAN DE VERSCHILLENDE GEBRUIKERSGROEPEN. ....                                                                                                                       | 146 |
| FIGUUR 15. AANDEEL HERKOMSTKANALEN BIOLOGISCHE GROENTEN .....                                                                                                                                    | 146 |
| FIGUUR 16. SOCIO-DEMOGRAFISCHE PROFILERING VAN DE VOLLEDIGE DATASET EN BINNEN<br>DE GEBRUIKERSGROEPEN .....                                                                                      | 147 |
| FIGUUR 17. PERCEPTIESCORES VAN DE RESPONDENTEN OP DE STELLINGEN. ....                                                                                                                            | 149 |
| FIGUUR 18. VERSCHILLEN IN PERCEPTIESCORES TUSSEN DE VERSCHILLENDE<br>GEBRUIKERSGROEPEN .....                                                                                                     | 150 |
| FIGUUR 19. INVLOED VAN SOCIO-DEMOGRAFISCHE KARAKTERISTIEKEN OP DE PERCEPTIE<br>VAN BIO. ....                                                                                                     | 152 |
| FIGUUR 20. INVLOED VAN SOCIO-ECONOMISCHE KARAKTERISTIEKEN OP DE PERCEPTIE VAN<br>BIO. ....                                                                                                       | 153 |
| FIGUUR 21. GEMIDDELDE SCORES OP DE MOTIVATIEVARIABLEN. ....                                                                                                                                      | 155 |
| FIGUUR 22. VERSCHILLEN IN MOTIVATIESCORES TUSSEN DE VERSCHILLENDE<br>GEBRUIKERSGROEPEN .....                                                                                                     | 155 |
| FIGUUR 23: GEMIDDELDE SCORES OP DE BARRIÈRES. ....                                                                                                                                               | 156 |
| FIGUUR 24: VERSCHILLEN IN BARRIÈREScores TUSSEN DE VERSCHILLENDE<br>GEBRUIKERSGROEPEN .....                                                                                                      | 157 |
| FIGUUR 25: DE PERCEPTIE VAN EEN NON USER EN EEN USER OVER EEN BIOLOGISCHE<br>CONSUMENT .....                                                                                                     | 158 |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    |     |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| FIGUUR 26: PERCENTAGE VAN DE GEBRUIKERSGROEPEN BEREID OM MEER TE BETALEN VOOR BIO GROENTEN.....                                                                                                                                                                                                                                                    | 159 |
| FIGUUR 27: VRAAGFUNCTIE IVM BIO GROENTEN IN RELATIE TOT GANGBARE PRIJZEN PER GEBRUIKERSGROEP .....                                                                                                                                                                                                                                                 | 161 |
| FIGUUR 28: BENADERING VAN DE VRAAGFUNCTIE NAAR BIO GROENTE VOOR DE VLAAMSE CONSUMENTEN POPULATIE .....                                                                                                                                                                                                                                             | 162 |
| FIGUUR 29. VOORBEELD VAN EEN KEUZESET .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 164 |
| FIGUUR 30. AANWEZIGHEID VAN CADMIUM (CD, IN MG/G) IN BIO- EN CONVENTIONELE WORTELEN EN MINIMUM EN MAXIMUM GRENZEN VOOR HET KENMERK ‘AANWEZIGHEID VAN RESIDUEN’ IN HET KEUZE-EXPERIMENT O.B.V. LITERATUURBRONNEN IN DEEL 4 .                                                                                                                        | 167 |
| FIGUUR 31. AANWEZIGHEID VAN BÈTA-CAROTEEN (PROVITAMINE A, IN MG/PORTIE) IN BIO- EN CONVENTIONELE WORTELEN O.B.V. LITERATUURBRONNEN IN DEEL 4 EN MINIMUM EN MAXIMUM GRENZEN VOOR HET KENMERK ‘AANWEZIGHEID VAN BÈTA-CAROTEEN’ IN HET KEUZE-EXPERIMENT. DE ADH, UITGEDRUKT IN MG/DAG, BEVINDT ZICH TUSSEN 3000 EN 6000 MG (ZIE OOK IOM, 2001). ..... | 167 |
| FIGUUR 32. VOORKEUR VAN DE VERSCHILLENDE USERSGROEPEN VOOR BIO EN A-MERKPRODUCTEN.....                                                                                                                                                                                                                                                             | 168 |
| FIGUUR 33. PREFERENTIEPROFIEL VAN NON USERS .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | 169 |
| FIGUUR 34. PREFERENTIEPROFIEL VAN DE LIGHT USERS .....                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 169 |
| FIGUUR 35. PREFERENTIEPROFIEL VAN DE MEDIUM USERS.....                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 170 |
| FIGUUR 36. PREFERENTIEPROFIEL VAN DE HEAVY USERS.....                                                                                                                                                                                                                                                                                              | 170 |
| FIGUUR 37. NUTSPARAMETER VOOR DE KENMERKEN PRIJS EN RESIDUERGEHALTE UITGESPLITST PER USERGROEP .....                                                                                                                                                                                                                                               | 171 |
| FIGUUR 38: INHOUDELIJKE COHERENTIE VAN HET PROJECT GEVISUALISEERD .....                                                                                                                                                                                                                                                                            | 177 |
| FIGUUR 39: SPREIDING VAN DE “VLAAMSE” ANTWOORDSCORES INZAKE BIODIVERSITEIT ...                                                                                                                                                                                                                                                                     | 179 |
| FIGUUR 40: SPREIDING VAN DE ANTWOORDSCORES PER GEBRUIKERSGROEP INZAKE BIODIVERSITEIT.....                                                                                                                                                                                                                                                          | 179 |
| FIGUUR 41: SPREIDING VAN DE “VLAAMSE” ANTWOORDSCORES INZAKE N-UITLOGING .....                                                                                                                                                                                                                                                                      | 180 |
| FIGUUR 42: VERDELING VAN DE ANTWOORDSCORES PER GEBRUIKERSGROEP INZAKE N-UITSPOELING .....                                                                                                                                                                                                                                                          | 181 |
| FIGUUR 43: VERDELING VAN DE ANTWOORDSCORES PER GEBRUIKERSGROEP INZAKE MYCOTOXINES .....                                                                                                                                                                                                                                                            | 182 |
| FIGUUR 44: VERDELING VAN DE ANTWOORDSCORES VAN DE “VLAMINGEN” INZAKE VOEDINGSSTOFFEN .....                                                                                                                                                                                                                                                         | 183 |
| FIGUUR 45: VERDELING VAN DE ANTWOORDSCORES VAN VERSCHILLENDE GEBRUIKERSGROEPEN INZAKE VOEDINGSSTOFFEN .....                                                                                                                                                                                                                                        | 184 |
| FIGUUR 46: VERDELING VAN DE ANTWOORDSCORES VAN DE “VLAMINGEN” MICRO-ORGANISMEN .....                                                                                                                                                                                                                                                               | 185 |
| FIGUUR 47: VERDELING ANTWOORDSCORES PER GEBRUIKERSGROEP INZAKE MICRO-ORGANISMEN .....                                                                                                                                                                                                                                                              | 185 |
| FIGUUR 48: VERDELING VAN DE “VLAAMSE” ANTWOORDSCORE INZAKE ONGEWENSTE STOFFEN.....                                                                                                                                                                                                                                                                 | 187 |
| FIGUUR 49: VERDELING ANTWOORDSCORES PER GEBRUIKERSGROEP INZAKE MICRO-ORGANISMEN .....                                                                                                                                                                                                                                                              | 187 |
| FIGUUR 50: OVERZICHT PERCEPTIE PER GEBRUIKERSGROEP IVM STELLINGEN “MEERWAARDE BIO?” .....                                                                                                                                                                                                                                                          | 189 |

## LIJST VAN TABELLEN

|                                                                                                                                 |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| TABEL 1. VERSCHILLEN IN VERGELIJKINGSBASIS TUSSEN CONVENTIONELE EN BIOLOGISCHE SYSTEMEN                                         | 19 |
| TABEL 2. INDICATOREN TER VERGELIJKING BIO EN GANGBAAR LANDBOUWSYSTEEM                                                           | 20 |
| TABEL 3: VOORBEELD – WEGINGSFACTOR VAN GERAPPORTEERDE WAARDEN VIA STALEN (EVT SAMENGESTELDE)                                    | 26 |
| TABEL 4: GERAPPORTEERDE WAARDEN UIT VERSCHILLENDE STUDIES GEWOGEN TER SCHATTING VD POPULATIE VITAMINE X (MG/100G) IN BIO WORTEL | 26 |
| TABEL 5. (LOG) RESPONSE RATIO VAN DE OPBRENGST ALGEMEEN                                                                         | 33 |
| TABEL 6. (LOG) RESPONSE RATIO VAN DE OPBRENGST OVER DE ROTATIE HEEN                                                             | 34 |
| TABEL 7. (LOG) RESPONSE RATIO VAN DE OPBRENGST VOOR GRAANGEWASSEN                                                               | 34 |

|                                                                                                                                                                            |     |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| TABEL 8. OPBRENGSTRATIO BIO/GANGBAAR VOOR VERSCHILLENDE GEWASGROEPEN OP BASIS VAN BADGLEY ET AL. (2007)                                                                    | 34  |
| TABEL 9. SCREENING VAN NITRATEN IN WATERBESCHERMINGSGEBIEDEN: RESULTATEN VAN DE KG N <sub>MIN</sub> -N/HA INHOUD* VAN BIOLOGISCHE VELDEN RELATIEF TOT CONVENTIONELE VELDEN | 37  |
| TABEL 10. STRATEGIEËN DIE NITRAATUITLOGING HELPEN REDUCEREN EN TOEPASBAARHEID IN BIOLOGISCHE LANDBOUW (CUTTLE EN JARVIS, 1995)                                             | 38  |
| TABEL 11. (LOG) RESPONS RATIO N-UITLOGING IN BIOLANDBOUW VERSUS CONVENTIONELE O.B.V. DATA UITGEDRUKT IN KG/HA                                                              | 39  |
| TABEL 12. (LOG) RESPONS RATIO N-UITLOGING IN BIOLANDBOUW VERSUS CONVENTIONELE O.B.V. DATA UITGEDRUKT IN KG/HA EN OPGESPLITST NAAR AKKERBOUW EN GEMENGDE BEDRIJVEN          | 40  |
| TABEL 13. (LOG) RESPONS RATIO N-UITLOGING IN BIOLANDBOUW VERSUS CONVENTIONELE O.B.V. DATA UITGEDRUKT IN KG/HA EN OPGESPLITST NAAR MEETMETHODE                              | 40  |
| TABEL 14. (LOG) RESPONS RATIO N-UITLOGING IN BIOLANDBOUW VERSUS CONVENTIONELE O.B.V. DATA UITGEDRUKT IN KG/HA                                                              | 41  |
| TABEL 15. META-ANALYSE: (LOG) RESPONS RATIO P INPUT EN POUTPUT BIO VERSUS GANGBAAR                                                                                         | 44  |
| TABEL 16. META-ANALYSE: COHEN'S D P BALANS BIO VERSUS GANGBAAR                                                                                                             | 45  |
| TABEL 17. BIOLOGISCHE LANDBOUWPRAKTIJK ALS DRIVER EN WAARSCHIJNLIJK EFFECT OP BIODIVERSITEIT                                                                               | 47  |
| TABEL 18. SAMENVATTING RESULTATEN VAN DE SOIL ASSOCIATION REVIEW (2000)                                                                                                    | 51  |
| TABEL 19. SAMENVATTING VAN DE EFFECTEN VAN BIOLOGISCHE LANDBOUW OP HET INDIVIDUELE TAXON IN VERGELIJKING MET CONVENTIONELE LANDBOUW                                        | 51  |
| TABEL 20. EFFECT (HEDGES G) VAN BIOLOGISCHE LANDBOUW OP DE SOORTENRIJKDOM (BENGTSOON ET AL., 2005)                                                                         | 52  |
| TABEL 21. OVERZICHT VAN EVOLUTIE OS-GEHALTE BIJ CONVENTIONELE EN BIOLOGISCHE AKKERBOUW ONDER VERSCHILLENDE BEMESTINGSSCENARIO'S EN BIJ EEN VERSCHILLEND STARTNIVEAU VAN OS | 56  |
| TABEL 22. (LOG) RESPONS RATIO ORGANISCHE STOFGEHALTE VAN BIOLOGISCHE VERSUS CONVENTIONELE PERCELEN                                                                         | 58  |
| TABEL 23. BEHEERSPRAKTIJKEN EN GEASSOCIEERD KOOLSTOFSEQUESTRATIEPOTENTIEEL                                                                                                 | 60  |
| TABEL 24. (LOG) RESPONS RATIO BROEIKASGASEMISSIE PER HECTARE VAN BIOLOGISCHE VERSUS CONVENTIONELE BEDRIJVEN                                                                | 66  |
| TABEL 25. (LOG) RESPONS RATIO BROEIKASGASEMISSIE PER EENHEID PRODUCT VAN BIOLOGISCHE VERSUS CONVENTIONELE BEDRIJVEN                                                        | 66  |
| TABEL 26. (LOG) RESPONS RATIO METHAANEMISSIE PER HECTARE VAN BIOLOGISCHE VERSUS CONVENTIONELE BEDRIJVEN                                                                    | 67  |
| TABEL 27. (LOG) RESPONS RATIO STIKSTOF-EMISSIE PER HECTARE VAN BIOLOGISCHE VERSUS CONVENTIONELE BEDRIJVEN                                                                  | 67  |
| TABEL 28. CLASSIFICATIE VAN DE ACTIEVE STOFFEN GEBRUIKT IN DE BIOLOGISCHE LANDBOUW IN DE BELGISCHE WETGEVING EN DAARAAN GERELATEERDE EVENTUELE INCLUSIE IN PRIBEL          | 77  |
| TABEL 28. OVERZICHT VAN DE DATA M.B.T. DE EIGENLIJKE PRODUCTIEPROCESSEN VAN HERFSTPREI                                                                                     | 88  |
| TABEL 29: ENERGIEVERBRUIK PER KG A.S. VOOR DE PRODUCTIE VAN GEWASBESCHERMINGSMIDDELEN (GAILLARD ET AL., 1997)                                                              | 90  |
| TABEL 30: NUTRIËNTEN IN 1000 KG DIERLIJKE MEST (WEIDEMA ET AL., 1995)                                                                                                      | 93  |
| TABEL 31: OVERZICHT VAN DE GESELECTEERDE IMPACTCATEGORIEËN MET BIJHORENDE KARAKTERISATIEFACTOREN                                                                           | 95  |
| TABEL 32: OVERZICHT VAN DE IMPACTSCORES HORENDE BIJ VERSCHILLENDE IMPACTCATEGORIEËN VOOR BIOLOGISCHE EN GANGBARE PRODUCTIE VAN 1 KG PREI                                   | 97  |
| TABEL 33: OVERZICHT VAN DE IMPACTSCORES HORENDE BIJ VERSCHILLENDE IMPACTCATEGORIEËN VOOR BIOLOGISCHE EN GANGBARE PRODUCTIE VAN 1 M <sup>2</sup> PREI                       | 101 |
| TABEL 35. SOCIO-DEMOGRAFISCHE KENMERKEN VAN DE DATASET.                                                                                                                    | 144 |
| TABEL 36. OPSPLITSING IN VERSCHILLENDE GEBRUIKERSGROEPEN (IN %).                                                                                                           | 145 |
| TABEL 36. VERSCHILLEN QUA HOUDING TUSSEN DE VERSCHILLENDE GEBRUIKERSGROEPEN (IN %).                                                                                        | 154 |
| TABEL 37. PERCENTAGE VAN DE GEBRUIKERSGROEPEN BEREID OM MEER TE BETALEN VOOR BIO GROENTEN                                                                                  | 160 |

|                                                                                                                                                     |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| TABEL 38: BEREIDHEID OM MEER TE BETALEN – BENADERING VOOR DE VLAAMSE POPULATIE                                                                      | 161 |
| TABEL 39. CORRELATIECOËFFICIËNTEN                                                                                                                   | 162 |
| TABEL 41. PRODUCT(IE)KENMERKEN MET BIJHORENDE NIVEAUS IN HET KEUZE-EXPERIMENT                                                                       | 166 |
| TABEL 41. BETALINGSBEREIDHEID VAN DE USERGROEPEN VOOR EEN VERANDERING VAN HET RESIDU-GEHALTE VAN DE MAXIMUM- NAAR DE MINIMUMGRENSEN.                | 171 |
| TABEL 42. BETALINGSBEREIDHEID VAN DE USERGROEPEN VOOR EEN VERANDERING VAN HET NITRAATGEHALTE VAN DE WETTELIJK TOEGELATEN LIMIT NAAR 50% HIERVAN     | 172 |
| TABEL 43. BETALINGSBEREIDHEID VAN DE USERGROEPEN VOOR EEN VERANDERING VAN BIODIVERSITEIT (VAN 0 ZELDZAME VOGELSOORTEN NAAR 1 OP DE PRODUCTIEPLAATS) | 172 |
| TABEL 44. BETALINGSBEREIDHEID VAN DE USERGROEPEN VOOR EEN VERANDERING IN VITAMINEGEHALTE (VAN ½ VAN DE ADH/PORTIE NAAR DE ADH/PORTIE)               | 172 |
| TABEL 45. BETALINGSBEREIDHEID VAN DE USERGROEPEN VOOR DE MERKNAAM A EN BIO                                                                          | 173 |
| TABEL 46. RELATIEVE VOORKEUR VAN DE HEAVY USERS VOOR VERANDERINGEN IN DE KENMERKEN                                                                  | 173 |
| TABEL 47: GEBRUIKTE VRAGEN IVM DE CONSUMENTENPERCEPTIE INZAKE POTENTIËLE MEERWAARDE BIO                                                             | 178 |
| TABEL 48: GEMIDDELDE ANTWOORDSCORE BIJ VRAAG IVM MEERWAARDE BIO EN BIODIVERSITEIT                                                                   | 178 |
| TABEL 49: GEMIDDELDE SCORE INZAKE MEERWAARDE BIO IVM N-UITSPOELING PER GROEP                                                                        | 180 |
| TABEL 50: GEMIDDELDE ANTWOORDSCORES PER GEBRUIKERSGROEP INZAKE MYCOTOXINES                                                                          | 182 |
| TABEL 51: GEMIDDELDE ANTWOORDSCORES PER GEBRUIKERSGROEP INZAKE VOEDINGSSTOFFEN                                                                      | 183 |
| TABEL 52: GEMIDDELDE SCORES PER GEBRUIKERSGROEP INZAKE MICRO-ORGANISMEN                                                                             | 185 |
| TABEL 53: GEMIDDELDE ANTWOORDSCORES PER GROEP INZAKE BEVATTEN ONGEWENSTE STOFFEN                                                                    | 186 |

# **DEEL 1: KADERING VAN HET ONDERZOEK**

**Joris Aertsens, Christine Hoefkens en Guido Van  
Huylbroeck**

# **1 Oorsprong van het onderzoek**

## **1.1 Noodzaak tot onderzoek**

De EU, maar ook nationale en regionale overheden geven heel wat ondersteuning aan de biologische landbouwsector. Ook heel wat consumenten zijn bereid een meerprijs te betalen voor “biologische voeding”. Hierbij stelt zich dan de vraag of de biologische landbouwproductie en biologische voeding effectief een meerwaarde hebben die de ondersteuning en de meerprijs verantwoordt.

Dit onderzoek heeft als doelstelling op basis van wetenschappelijke argumenten een antwoord te geven op die vraag. Indien dit blijkt het geval te zijn, kunnen deze resultaten mogelijk ook leiden tot het toelaten van “voedingsclaims” en “gezondheidsclaims” die de consumenten correct kunnen informeren over deze mogelijke meerwaarde en op die manier ook de verkoop van bio kan promoten. Het gebruik van gezondheidsclaims voor biologische producten is tot op heden niet mogelijk, juist omdat er onvoldoende wetenschappelijke onderbouwing is om dit hard te kunnen maken.

## **1.2 De projectoproep**

In september 2005 lanceerde de Administratie Land- en Tuinbouw een oproep tot indienen van projecten met betrekking tot onderzoek naar wetenschappelijke argumenten voor de meerwaarde van biologische landbouwproducten. In dat kader is door de projectmedewerkers onder de coördinatie van professor Guido Van Huylenbroeck en Joris Aertsens een projectvoorstel ingediend met als titel ‘De meerwaarde van bio op gebied van kwaliteit en gezondheid, wetenschappelijk onderzoek naar feiten en perceptie’. Het voorstel is goedgekeurd en het project is uitgevoerd tussen januari 2006 en november 2007.

# **2 Focus van het onderzoek**

## **2.1 Onderzoeksdomeinen**

Zoals reeds aangegeven bespreekt dit rapport de potentiële meerwaarde van biologische ten opzichte van “gangbare” productie en voeding. We doen dit op basis van een meta-analyse van reeds bestaande wetenschappelijke literatuur. Hierbij focussen we op drie luiken die zijn weergegeven in Figuur 1 hieronder.

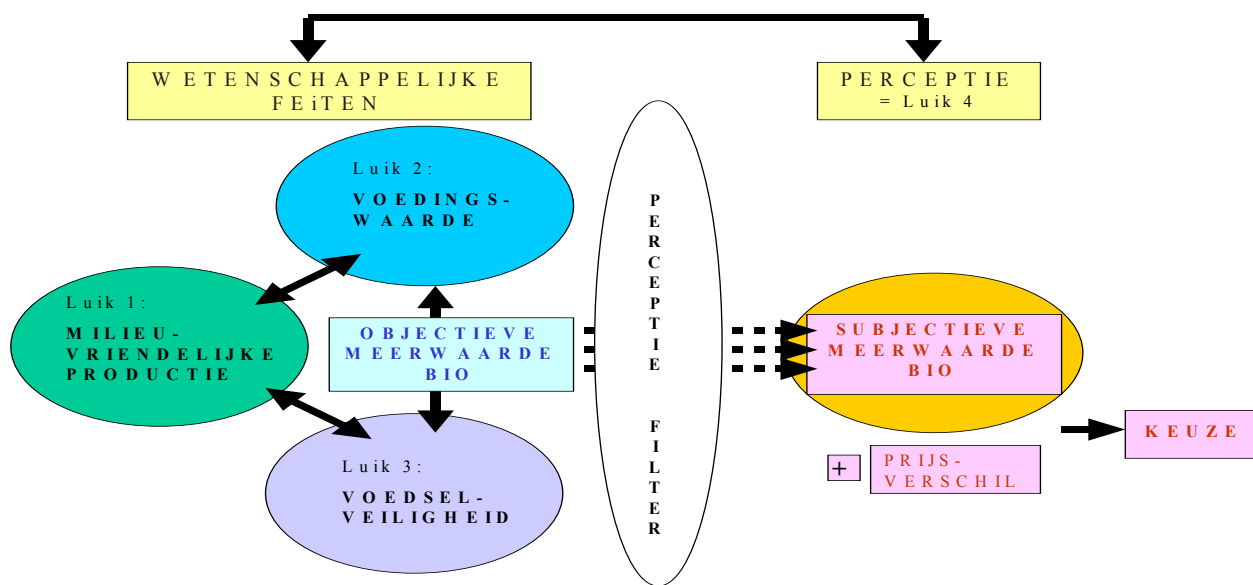
Het eerste luik van het onderzoek behandelt de vergelijking van de biologische en gangbare productie wat betreft “milieuvriendelijkheid”. In dit luik besteden we ook in belangrijke mate aandacht aan de vergelijking van de mogelijke schadelijke impact van biologische en gangbare gewasbeschermingsmiddelen voor de gebruiker en het milieu. Ook gebeurt een concrete casestudie die de levenscyclus van biologische en gangbare preiteelt vergelijkt.

Het tweede en derde luik focussen op mogelijke verschillen tussen biologische en gangbare groenten inzake respectievelijk de voedingswaarde en de voedselveiligheid.



Waar het in de eerste drie luiken gaat over onderzoek naar objectieve wetenschappelijke bevindingen inzake verschillen tussen biologische en gangbare productie en voeding. Bekijken we in een vierde luik de perceptie van consumenten inzake verschillen tussen bio en gangbaar die zou kunnen leiden tot een subjectieve meerwaarde. We maken tenslotte een vergelijking tussen de wetenschappelijke bevindingen en de perceptie van bepaalde consumentengroepen.

**Figuur 1: Inhoudelijke coherentie van het project gevisualiseerd**



## 2.2 Beperkingen op basis van de onderzoekskeuzes

We merken op dat de noodzakelijke keuzes die in het kader van dit onderzoek zijn gemaakt ook enkele beperkingen hebben meegebracht. We vermelden ze hieronder om het onderzoek juist te kaderen.

\* Een aantal onderzoeksinstellingen, zoals onder andere het Louis Bolk Instituut in Nederland, het FIBL in Zwitserland en de Universiteit van Kassel in Duitsland, doen onderzoek naar een holistische meerwaarde van biologische producten. Zo tracht men bijvoorbeeld aan het Louis Bolk Instituut het “Inner Quality Concept” te valideren. Dit concept probeert enerzijds een verband te maken tussen de (biologische) productiewijze en de “productkwaliteit” en anderzijds tussen de “productkwaliteit” en gezondheid (Huber, Bloksma et al. 2006). Gedurende de looptijd van ons project heeft men daar de methode van visuele beoordeling van de kristallisaties gevalideerd (Machteld Huber, 2007a) en heeft men op basis van de kristallisatietechniek producten van twee verschillende productiewijzen (biologisch en gangbaar) kunnen onderscheiden. (Machteld Huber 2007 b). Gezien de beperkte wetenschappelijke publicaties hierover en het beginstadium van dit onderzoek zijn we hier met ons project niet in detail op ingegaan. We verwijzen de geïnteresseerde lezer door naar de hogervermelde instituten. Meer informatie kan ook gevonden worden bij Cooper et al (2007).

\* Wat betreft het onderzoeksluik in verband met verschillen tussen biologische en gangbare voeding en gezondheid, beperkt dit onderzoek zich tot de vergelijking van nutritionele en

toxicologische aspecten van beiden. Verschillen hierin bieden immers mogelijk een basis voor een verschil in impact op de gezondheid van de consument. Alternatieve mogelijkheden om de impact van mogelijke verschillen tussen bio en gangbare voeding op de gezondheid bij de mens te bestuderen zijn theoretisch voorhanden, zoals (i) epidemiologische observatiestudies, (ii) interventiestudies op dieren of mensen en (iii) in vitro studies (Brandt and Seal 2005). Volgens Lietz (2006) zijn er zeer weinig rapporten over gecontroleerde interventiestudies op mensen in verband met biologische voeding en is meer en beter onderzoek nodig om de mogelijke positieve effecten van biologische voeding op de menselijke gezondheid vast te stellen. Gezien de beperkte beschikbare literatuur die hierover beschikbaar is en de nood om binnen ons project op een aantal zaken te focussen, zijn we hier niet op in gegaan.

Ons inziens maakt dit ons onderzoek niet minder interessant of relevant. Maar het is wel belangrijk dat men zich bewust is van het kader en de focus van dit onderzoek.

## **2.3 De productcategorie groenten**

Van bij het schrijven van het projectvoorstel op het einde van 2005 is de keuze gemaakt om vooral te focussen op de productgroep groenten. Een belangrijke reden om te focussen was het aanvoelen dat om een goede kwaliteit van onderzoek te garanderen met de beschikbare middelen een afbakening van het onderzoeksdomein nodig was.

De keuze voor groente is gemaakt omwille van de volgende vier factoren: (1) Een zeer belangrijk aandeel (75%) van de Vlaamse biologische boeren telen biologische groenten. (2) na “bio eieren” vormt “bio groenten” de tweede belangrijkste productcategorie, vanuit de beschouwing van het aandeel bestedingen aan bio ten opzichte van de totale bestedingen per productcategorie. Concreet gaat van de totale uitgaven aan groenten in 2005, 3,6 % naar biologische groenten (bron: GfK Panelservices Benelux, jan-mrt 2005). (3) Groenten zijn een zeer belangrijk gegeven in een gezond voedingspatroon van de consument. Groenten zijn leveranciers van zowel essentiële macronutriënten (water, koolhydraten, voedingsvezel), als essentiële micronutriënten (vitaminen, mineralen) in het dieet. Zij produceren ook belangrijke secundaire metabolieten, zoals flavonoïden, polyfenolen, carotenoïden. Deze zogenaamde nieuwe nutriënten genieten bijzondere aandacht gezien hun potentieel gunstige effecten op de gezondheid van de mens. Bovendien zijn groenten vetarm. Het belang van groenten wordt nogmaals onderstreept door de prominente plaats van groenten in de voedingsdriehoek die opgesteld werd door het Vlaams Instituut voor Gezondheidspromotie (VIG) en als leidraad gebruikt wordt voor een gezonde voeding. Volgens de aanbevelingen zouden we dan ook 300g groenten per dag moeten eten. (4) Tenslotte hebben de onderzoekers van de vakgroep “voedselveiligheid en –kwaliteit” een belangrijke en relevante expertise opgebouwd wat betreft onderzoek naar groenten die als troef kon worden uitgespeeld.

### 3 Achtergrondinfo inzake claims ivm de meerwaarde van bio

Christine Hoefkens

#### 3.1 Definities

De Europese wetgeving heeft een lijst van claims opgesteld samen met de voorwaarden waaronder deze in de Europese Unie mogen worden gebruikt (Verordening (EG) nr. 1924/2006). Deze regels inzake het gebruik van claims hebben tot doel de gezondheid en de rechten van de consument beter te beschermen alsook hun keuze te vereenvoudigen. Twee typen claims worden onderscheiden: voedingsclaims en gezondheidsclaims. Gezondheidsclaims worden onderverdeeld in generieke gezondheidsclaims, claims gericht op de ontwikkeling en gezondheid van kinderen en claims inzake ziekterisicobeperking. Claims die de consument aanzet tot de consumptie van een bepaald product en die onjuist, misleidend of niet wetenschappelijk bewezen zijn, zijn verboden.

**Voedingsclaims** zijn beweringen over energie, nutriënten en andere stoffen die het voedingsmiddel (in verlaagde of verhoogde hoeveelheid) bevat of juist niet bevat.

**Gezondheidsclaims** zijn beweringen over het voedingsmiddel of een bestanddeel daaruit in relatie tot de gezondheid.

**Generieke gezondheidsclaims** zijn beweringen over de rol van een nutriënt bij de groei en ontwikkeling en functies van het lichaam (bijv.: calcium is goed voor de botten), over psychologische functies of gedragsfuncties of over het afslankende of gewichtsbeheersende effect of vermindering van hongergevoel.

**Gezondheidsclaims inzake ziekterisicobeperking** zijn beweringen die stellen dat de consumptie van het voedingsmiddel of een bestanddeel daaruit een risicofactor voor het ontstaan van een ziekte beperkt.

Voorwaarden voor het voeren van een claim

In bijlage van de verordening staan de toegelaten voedingsclaims en de voorwaarden waaraan deze moeten voldoen. Wat betreft de toegestane gezondheidsclaims, dient de lijst nog opgesteld te worden. Algemene voorwaarden voor het voeren van een claim zijn:

- Producenten mogen geen misleiding of twijfel zaaien omtrent de veiligheid en/of geschiktheid uit voedingsoogpunt van andere voedingsmiddelen;
- Er mag niet worden beweerd dat een evenwichtige, gevarieerde voeding in het algemeen niet voldoende hoeveelheden nutriënten kan bieden;
- Er mag niet worden verwezen naar veranderingen in lichaamsfuncties die de consument kunnen afschrikken of op zijn vrees kunnen inspelen;
- Er moet een aantoonbaar positief nutritioneel of fysiologisch effect aanwezig zijn, dat is vastgesteld aan de hand van algemeen aanvaard wetenschappelijk bewijs;
- De producent die gebruik maakt van een claim dient dit te kunnen rechtvaardigen ;
- De component van de gebruikte claim moet in voldoende mate aanwezig zijn in het product, in een vorm die voldoende beschikbaar is voor het lichaam;
- Voor componenten die in een verlaagde hoeveelheid aanwezig zijn, moet de reductie voldoende groot zijn om het aangeduide nutritionele of fysiologische effect te kunnen bewerkstelligen;

- De hoeveelheid van de component die nodig is om het gewenste effect te kunnen veroorzaken moet via een normale dagelijkse portie van het voedingsmiddel kunnen worden opgenomen;
- De beweringen moeten begrijpelijk zijn voor de doorsnee consument;
- Bij een voedingsclaim moet de hoeveelheid van de geclaimde component worden vermeld, samen met de energetische waarde van het product en de aangebrachte hoeveelheid vetten, koolhydraten en eiwitten.

### 3.2 Claims over biologische producten

Wanneer de bestaande onderzoeksliteratuur inzake de kwaliteit van biologische producten wordt bestudeerd, kan worden gesteld dat volgens een aantal onderzoeken biologische AGF (Aardappel, Groenten en Fruit) producten een hoger gehalte van een bepaalde voedingsstof bevatten, maar dat dit zeker geen algemeen geldend gegeven is (Winter & Davis, 2006). Bovendien treedt er in de praktijk een enorme variatie op in de samenstelling van eenzelfde product waardoor eventuele verschillen lang niet altijd waargenomen kunnen worden (Faulks & Reynolds, 2003). De bronnen van deze variatie liggen onder andere in de rassenkeuze, bodemsoort en -vruchtbaarheid, klimaat, gewasbescherming en na-oogst condities (zie ook 3.1). De conclusie op basis van voorafgaande studies en ook het huidige project is dat tot nu toe niet kan worden aangetoond dat biologisch geteelde producten gezonder of veiliger zijn dan gangbaar geproduceerde producten (Bourn & Prescott, 2002; Huber et al, 2006; Verkerke, 2006; Winter & Davis, 2006). Dit beperkt de mogelijkheden voor het voeren van zowel gezondheidsclaims als voedingsclaims voor zover die claims alleen op de productiewijze zijn terug te voeren. Ook Huber et al. (2006) besloten dat gezondheidsclaims niet kunnen worden gebruikt voor biologisch geteelde producten, maar stelden dat er wel voedingsclaims mogelijk zouden kunnen worden. De volgende claims werden voorgesteld:

- van nature rijker aan vitamine C (van toepassing voor enkele specifieke bladgroenten)
- van nature rijk aan antioxidanten (van toepassing op diverse producten)
- een natuurlijke bron van antioxidanten (van toepassing op diverse producten)

Om dergelijke claims te mogen gebruiken, zal echter bij de aanduiding “rijk aan” moeten kunnen worden aangetoond dat het product minimaal 30% van de aanbevolen dagelijkse hoeveelheid (ADH) levert per redelijk geachte dagconsumptie. Voor de term “bron van” geldt een grenswaarde van minimaal 15% van de ADH. Verkerke (2006) besluit dat een onderscheid ten opzichte van gangbare producten met deze claims waarschijnlijk niet kan worden gemaakt. Hij voorspelt twee innovatiepaden die als richting kunnen dienen voor toekomstige ontwikkelingen: (1) Een geïntegreerde aanpak waarbij wordt gezocht naar rassen die biologisch geteeld worden, er anders uitzien, een beetje anders smaken en wellicht iets andere voedingsstoffen bevatten. Deze producten kunnen worden aanbevolen als “biologisch geteeld, bevat X”, zonder specifieke claims te voeren. (2) Het optimaliseren van gehaltes aan voedingsstoffen in de teelt bij geselecteerde rassen. Beide routes vragen samenwerking doorheen de keten en veel extra onderzoek.

## 4 Structuur van dit rapport

Dit rapport is onderverdeeld in acht delen.

Het eerste deel kadert het rapport en bespreekt de oorsprong en de focus van het onderzoek. Er wordt ingegaan op de voorwaarden om te komen tot claims in verband met producten. We bespreken de structuur en wie er een rol vervulde bij het uitvoeren van het project.

Het tweede deel geeft het analytisch kader en de methodologie die we hebben gehanteerd.

In het derde deel “Milieu-aspecten” gaan we in op potentiële verschillen tussen biologische en gangbare productie inzake milieuvriendelijkheid. In een eerste hoofdstuk wordt ingegaan op verschillen in opbrengsten per hectare tussen biologische en gangbare productie omdat de verdere vergelijking zowel kan gebeuren per oppervlakte eenheid als per geproduceerde eenheid. Vervolgens is er telkens een hoofdstuk gewijd aan volgende items: Nitraatverliezen, Fosfaatutilisering, Biodiversiteit, Organische stof in de bodem, Bijdrage aan het broeikaseffect. Ook wordt in een apart hoofdstuk uitgebreid ingegaan op de impact van gewasbeschermingsmiddelen in de biologische versus de conventionele landbouw aan de hand van de PRIBEL indicator. Tenslotte wordt het derde deel afgesloten met een uitgebreid hoofdstuk dat zeer concreet de milieuvriendelijkheid van biologische en gangbare herfstpreiteelt vergelijkt door middel van een Levenscyclusanalyse.

In het vierde deel “voeding en gezondheid” wordt de vergelijking gemaakt tussen biologische en gangbare groenten op basis van mogelijke verschillen in nutritionele aspecten enerzijds en veiligheidsaspecten anderzijds. Er wordt ook een berekening gemaakt van wat deze verschillen betekenen bij “gemiddelde” innames door Vlaamse consumenten. Er wordt ook op het einde kort ingegaan op gezondheidsgelateerde aspecten van biologische melk, vlees en granen.

In het vijfde deel “Consumentengedrag en -perceptie” bespreken we de consumptie van en perceptie over biologische groenten. We vergelijken hierbij de verschillen tussen vier gebruikersgroepen, met name non users, light users, medium users en heavy users. In het vijfde hoofdstuk wordt ingegaan op de bereidheid van de verschillende groepen tot het betalen van een meerprijs voor bio groenten. In het zesde uitgebreide hoofdstuk bespreken we de resultaten van een wetenschappelijk keuze-experiment. Hieruit kunnen interessante lessen getrokken worden over het belang en de waarde die consumenten hechten aan zes verschillende criteria bij de keuze tussen alternatieve groenten. De criteria omvatten de prijs, de productiewijze (o.a bio), gezondheidsaspecten en milieuvriendelijkheid.

In een zesde deel vergelijken we meer diepgaand de perceptie van de consumenten over biologische groenten (besproken in deel 5) met de wetenschappelijke feiten (gevonden in de voorafgaande delen).

In deel zeven geven we een algemene samenvatting van dit rapport.

Tenslotte vindt u op het einde van het rapport de literatuurlijst.

## 5 Projectmedewerkers, stuurgroepleden en hun rol

Aan dit project werkten verschillende personen mee. Het onderzoek is uitgevoerd door verschillende medewerkers die verbonden zijn aan de Faculteit Bio-Ingenieurs Wetenschappen van de Universiteit Gent. We bespreken hieronder de verschillende onderzoeksgroepen en hun rol in het kader van het project. Het project is ook opgevolgd door Geert Gommers van de vzw VELT en door verschillende stuurgroepleden die we later in deze sectie vermelden.

De vakgroep Landbouweconomie heeft de algemene coördinatie van het project op zich genomen. Daarnaast heeft deze groep ook volgende zaken uitgevoerd: de meta-analyse ivm de “Milieu-aspecten”, de analyse van de “Consumentenperceptie”, de vergelijking tussen perceptie en feiten. Het gaat over volgende personen: professor Guido Van Huylenbroeck, professor Wim Verbeke, Koen Mondelaers, Joris Aertsens en Jeen Van den Berg.

De vakgroep Voedselveiligheid en Voedselkwaliteit heeft de uitvoering van het deel “Voeding en Gezondheid” op zich genomen. Volgende personen werkten mee aan het project: Christine Hoefkens, professor John Van Camp, professor Bruno De Meulenaer, professor Frank Devlieghere, Isabelle Sioen, Isabelle Vandekinderen, Katleen Baert. Ook professor Stefaan De Henauw van de vakgroep Maatschappelijke Gezondheidskunde heeft het project opgevolgd.

De Vakgroep Gewasbescherming geleid door professor Walter Steurbaut heeft meegewerkt aan de vergelijking van de potentiële schadelijkheid van gangbare en biologische gewasbeschermingsmiddelen (Sofie Vergucht) en de vergelijking van biologische en gangbare preiteelt via een Levenscyclusanalyse (LCA) (Eline De Backer).

De vzw VELT (Vereniging voor Ecologische Leef- en Teeltwijze) heeft in persoon van Geert Gommers dit project ook opgevolgd. Geert heeft enkele relevante documenten aangereikt. Een groot deel enquêtes is ook verspreid naar leden van VELT, waardoor een groter aandeel heavy bio users zijn geïntegreerd binnen de enquête. VELT vervulde ook de rol van klankbord en beantwoordde enkele vragen van onderzoekers die in het begin van het project soms minder vertrouwd waren met de specifieke karakteristieken van de biologische productie.

Tenslotte willen we ook volgende stuurgroepleden bedanken voor de bijdrage die ze leverden bij het aansturen van het project en het verbeteren van de eerste versies van het rapport. Volgende personen namen deel aan minstens één van de vier stuurgroepen: Brigitte Becu (ALT, cel Biologische Landbouw); Saskia Buysens (PCG Kruishoutem); Kris De Ridder (Vlaamse Overheid, ADLO), Ignace Deroo (Boerenbond); Leen Laenens (Bioforum Vlaanderen); Sofie Monbaliu (Vakgroep bio analyse, labo bromatologie); Annelies Mulier (Stedula); Luc Peeters (Mechelse Veiling); Rob Renaerts (OIVO); Joost Vandencruyce (OIVO); Wim Vandenberghe (Belbior); Paul Verbeke (Belbior); Marie Verhassel (ALT, cel Biologische Landbouw); Dirk Verwaest (Unifrost NV); Julie Vinson (Bond Beter Leefmilieu).

## **DEEL 2: ANALYTISCH KADER EN METHODOLOGIE**

**Koen Mondelaers, Joris Aertsens, Isabelle Sioen,  
Christine Hoefkens, Guido Van Huylenbroeck**

# 1 Analytisch kader

## 1.1 Inleiding

De biologische landbouwproductiemethode verschilt op een aantal vlakken van de conventionele, met als mogelijk gevolg een verschillend eindproduct en een verschillende impact op de omgeving. De kernonderzoeksvraag van dit project draait hierrond. Is er een verschillende impact van het conventionele en het biologische landbouwsysteem op de omgeving, tengevolge van de verschillen in productiemethode? Hierbij sluiten enkele vragen nauw aan. Is dit verschil meetbaar? Is het toewijsbaar aan de verschillen in de productiemethode? Stemt de perceptie van de consument rond de mogelijke verschillen overeen met de ‘objectief’ vastgestelde feiten? Om deze onderzoeksvragen te kunnen beantwoorden is er vooreerst nood aan een duidelijk analytisch kader.

De relatie tussen het landbouwsysteem en de omgeving (inclusief de mens) is van nature complex. Verschillende analytische kaders zijn uitgewerkt om de belangrijkste relaties tussen beide op relatief eenvoudige wijze te kunnen beschrijven en meten. Het P, C & I kader bijvoorbeeld heeft als doel de duurzaamheid van de landbouw te evalueren aan de hand van indicatoren. Om gemakkelijker consistente en coherente indicatoren te kunnen formuleren vertrekt het kader van hiërarchische niveaus (Principes > Criteria > Indicatoren, Peeters et al., 2005). Een ander mogelijk analytisch kader is het transitiekader (Meul et al., 2007), waarin duurzame ontwikkeling wordt beschouwd als een lange termijn, complex en drastisch proces van verandering. Dit kader definieert vier acties die moeten helpen het theoretische concept van duurzaamheid te vertalen naar praktische maatregelen: (1) ontwikkelen van een visie, (2) vastleggen van een of meerdere strategieën, (3) actie ondernemen en (4) vooruitgang monitoren, hetgeen opnieuw kan gebeuren aan de hand van indicatoren. Een derde mogelijke kader, het DSR-kader (Driver > State > Response), zal in deze studie worden toegepast. We vinden het ook terug in de recente rapporten van de Vlaamse administraties inzake, zoals het Milieuraapport Vlaanderen (Van Steertegem, 2006), het Landbouwrapport 2005 (Platteau et al., 2005) en de TAPAS-projectencyclus (Verhaegen et al., 2003 en Wustenberghs et al., 2005), uitgevoerd door het toenmalige CLE (nu onderdeel van ILVO). Deze rapporten beschrijven de effecten van de landbouw in het algemeen op het ons omringende milieu. Aangezien voor de meeste (alle) van de milieuposten geen aparte cijfers bestaan voor biologische landbouw, gebeurt de vergelijking tussen beide landbouwsystemen het beste via toepassing van conversiefactoren, dewelke we kunnen vinden op basis van vakliteratuur. Zowel op Europees als op Belgisch niveau wordt voor de milieuiimpactanalyse vaak een beroep gedaan op het DPSIR-kader (zie o.a. COM, 2000, Verhaegen et al., 2003, Wustenberghs et al., 2005, Platteau et al., 2006 en Van Steertegem, 2006).

## 1.2 Driver => State => Response

Het DPSIR (Driving force-Pressure-State-Impact-Response) kader werd door het Europees Milieuagentschap (EEA, 1999) aangenomen als beoordelingskader, bruikbaar als basis voor het analyseren van intergerelateerde factoren die een impact hebben op het milieu. Het is gebaseerd op een model (het DSR-kader<sup>2</sup>) dat door OECD ontwikkeld werd voor een beleidsgerichte analyse van de toestand van het milieu (OECD, 1993). Zoals aangegeven in Platteau et al. (2005), geeft het DPSIR-schema de oorzaak-gevolg relatie weer van de

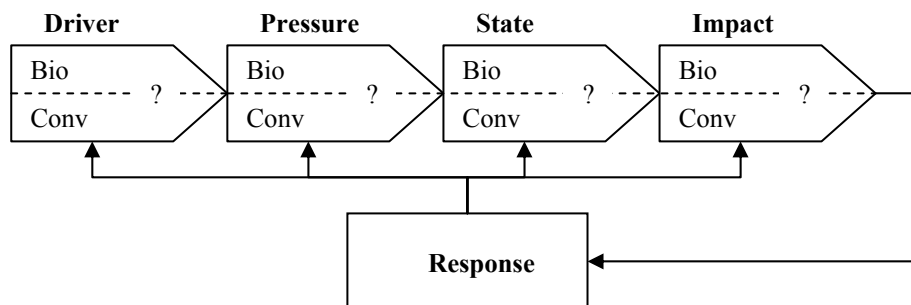
---

<sup>2</sup> DSR: Driving force-State-Response (OECD, 1993)



landbouwactiviteiten en hun resulterende druk, toestand en impact op het milieu. Een bepaalde maatschappelijke activiteit, hier landbouw, is de stuwende kracht, die de milieuverstoringsketen in gang zet (D, Driving force, sturende kracht). De landbouw maakt gebruik van de natuur en oefent dus een zekere druk uit (P, Pressure, druk). Daaruit resulteert een bepaalde toestand van het milieu (S, State, toestand), die op zijn beurt een invloed kan hebben op het welzijn van de mens, het ecosysteem of de economie (I, Impact). Tenslotte kunnen ongewenste niveaus van D, P, S of I reacties vanuit de maatschappij veroorzaken (R, Response, respons), die op elk van de andere stappen kunnen inwerken.

Op basis van indicatoren kan het verschil in milieudruk tussen landbouw en biolandbouw ingeschat worden. De meest transparante indicatoren zijn deze die directe informatie geven over het effect van een landbouwactiviteit op de omgeving (Wustenberghs et al., 2003) en dus impact en economische activiteit aan elkaar linken. Het kader (Figuur 2) geeft al aan dat dit niet vanzelfsprekend is, vandaar dat de verschillende types indicatoren naast elkaar zullen gebruikt worden.



**Figuur 2. DPSIR – kader**

Onder **driving forces** (Online gegevensbank KULeuven, 2007) worden de maatschappelijke activiteiten en ontwikkelingen bedoeld die belangrijk zijn voor de toestand en de evolutie van het milieu. Het zijn onderliggende factoren die verschillende variabelen kunnen beïnvloeden. Indicatoren hiervoor beschrijven de activiteiten van doelgroepen. Oplossingen hiervoor (=R) hebben betrekking op het maatschappelijk debat, ze werken in belangrijke mate in op volumes en zijn procesgericht.

Onder **pressure** verstaat men de vertaling van menselijke activiteiten naar milieudruk, uitgedrukt volgens de wijze waarop de activiteiten ingrijpen op het milieu. Ze hebben betrekking op emissies naar lucht, water en bodem, gebruik van energiebronnen, grondstoffen en ruimtebeslag. De indicatoren hebben betrekking op watergebruik, energieverbruik, lozing van afvalwater, afvalproductie, emissies, eventueel met een differentiatie per sector. Oplossingen hiervoor (=R) hebben betrekking op rationeel gebruik, ze zijn collectief en brongericht.

De **state** (toestand) beschrijft de milieutoestand, hetgeen kan gebeuren aan de hand van milieuthema's. De indicatoren zijn inventarisaties van emissies, concentraties, deposities en geven structuurkenmerken weer. Oplossingen hiervoor (=R) zijn effectgericht.

Onder het luik **impact op mens, natuur en economie** wordt de impact weergegeven van de milieukwaliteit op de leefbaarheid voor mensen, de gezondheid van mensen, op de natuurlijke elementen en ecosystemen, op de economie en op het metabolisme tussen mens en milieu. Er is invloed van de mens op het milieu, maar ook van het veranderd milieu op de mens. Indicatoren brengen effecten en gevolgen in kaart voor de natuur, biodiversiteit en stadsecologie; de gezondheidseffecten en (geluids)hinder; en de economie (specifieke sectoren, algemeen). Oplossingen hiervoor (=R) zijn curatief.

De **respons** of maatschappelijke reactie houdt het ingrijpen in op Driving Forces, Pressure, State en/of Impact. Het betreft milieubeleid, maar ook het gedrag van burgers en de milieu-investeringen van ondernemingen. Het kan gaan om losse maatregelen, maar ook om beleidsstrategieën. De respons kan curatief of preventief zijn. Zo kan het beleid wetenschappelijk onderzoek naar schone technologieën stimuleren, terwijl sectormaatregelen kunnen gefocused zijn op risicobeheer of de creatie van duurzame bedrijventerreinen. Indicatoren geven een maat voor de geleverde (beleids)inspanningen.

In dit onderzoek wordt gewerkt met indicatoren die de relatie productiesysteem – omgevingsimpact zo goed mogelijk beschrijven. De indicatoren worden uitgedrukt in allerlei meeteenheden, hetgeen vergelijking bemoeilijkt. Men kan alles trachten in eenzelfde, monetaire, eenheid uit te drukken, voor zover mogelijk, aangezien dit gemakkelijker te interpreteren is. Op die manier kan men ook de totale kosten en baten voor de maatschappij trachten in te schatten. In het geval men de impact van een landbouwsysteem aldus economisch wil waarderen, maakt men een onderscheid tussen het type kosten of baten dat wordt gecreëerd, want naargelang het type dienen andere waarderingsmethoden te worden gehanteerd. Men onderscheidt drie grote klassen: het verbruik van hulpbronnen, de negatieve externaliteiten en de positieve. Bepaalde natuurlijke hulpbronnen geraken door hun verbruik in het landbouwproductieproces verder uitgeput, zoals nutriënten, niet hernieuwbare brandstoffen e.d. Onder negatieve externaliteiten verstaat men bijproducten van het landbouwproces die een kost voor de maatschappij veroorzaken, zoals gewasbeschermingsmiddelen in ons drinkwater. Positieve externaliteiten leveren dan weer een baat op voor de maatschappij, zoals een aangenaam landschap of een verhoogde agrobiodiversiteit. Waar relevant wordt in Tabel 1 aangeduid welke economische waardering dient te worden gebruikt.

Zoals aangegeven in Platteau et al. (2005) kan de relatie tussen de sector en zijn omgeving samengevat worden via de drie functies van het milieu:

- het milieu is voor de landbouw een bron (**source**) van inputs, zoals bodem, energie, water of biodiversiteit. Het gebruik ervan kan leiden tot uitputting van deze natuurlijke hulpbronnen;
- het milieu is de plaats waar een aantal negatieve bijproducten terecht komen (**sink** functie van het milieu). Emissies van nutriënten, bestrijdingsmiddelen, e.d. kunnen bodem, water of lucht vervuilen en de biodiversiteit bedreigen;
- tenslotte ondersteunt de landbouw de dienstenfunctie (**service**) van het milieu. De landbouw produceert immers ook een aantal positieve bijproducten, zoals een typisch landschap.

Waar relevant zal worden aangegeven welke milieufunctie wordt beïnvloed.

### 1.3 Algemeen analytisch kader

In Tabel 1, gebaseerd op verscheidene literatuurbronnen, wordt het algemeen analytisch kader geschetst met aanduiding van de relevante indicatoren, de economische waardering en de functie die het milieu vervult.

Het is noodzakelijk duidelijk te omkaderen wat de vergelijkingsbasis zal worden binnen deze studie. Een eerste keuze betreft deze van het geschikte **vergelijkingsniveau**: micro of macro. Bij focus op het microniveau wordt een biologisch landbouwbedrijf of –product vergeleken met een gangbaar bedrijf of product. Het voordeel is dat de stromen tengevolge van activiteiten (pressure - impact) veel beter gekend en toewijsbaar zijn, hetgeen modellering en inschatting vergemakkelijkt. De twee belangrijkste problemen die hierbij voorkomen, zijn

enerzijds de keuze van een standaard (doorsnee) gangbaar en biologisch bedrijfsmodel en anderzijds de databeschikbaarheid (vooral dan voor bio) voor de verschillende milieu-items. Uitgaan van het macroniveau laat ons toe de druk van het gangbare landbouwsysteem op het Vlaamse milieu als source, sink en service te vergelijken met deze van het biologische, indien dit systeem het gangbare zou vervangen. Bij deze laatste benadering zullen meer aannames moeten gebeuren, maar de (verschillen in) maatschappelijke waarde is gemakkelijker interpreteerbaar.

**Tabel 1. Verschillen in vergelijkingsbasis tussen conventionele en biologische systemen**

| Conventionele systemen          |                                                   | Biologische systemen          |                                                   |
|---------------------------------|---------------------------------------------------|-------------------------------|---------------------------------------------------|
| Conventioneel                   | Zoals gevonden in praktijk                        | Biologisch                    | Zoals gevonden in praktijk                        |
| Geïntegreerd                    | Met best management praktijken                    | Best biologisch beheer        | Met best management praktijken binnen biosysteem  |
| Geïntegreerd met specifieke AMM | + AMM ter reductie van milieu- en middelengebruik | Biologisch met specifieke AMM | + AMM ter reductie van milieu- en middelengebruik |

AMM = Agro-Milieumaatregelen

Bron: Stolze et al., 2000

Een tweede keuze betreft de meeteenheid. Het is algemeen geweten dat bij biologische landbouw in gematigde temperatuurzones een lagere opbrengst wordt gerealiseerd per oppervlakte-eenheid. Indien de milieudruk wordt uitgedrukt per oppervlakte-eenheid wordt conventionele landbouw mogelijks benadeeld, aangezien het systeem intensiever is. Het alternatief, de milieudruk uitgedrukt per eenheid output, verwaarloost dan weer de ‘werkelijk gerealiseerde’ (i.t.t. de omgerekende) milieudruk per oppervlakte-eenheid. We pleiten er daarom voor om, voor zover mogelijk, beide schalen naast elkaar te gebruiken.

Voor de vergelijking van de belangrijkste drijvende krachten tussen conventionele en biolandbouw wordt het landbouwbedrijf, met zijn inputs en outputs, als basiseenheid genomen. Meer specifiek worden verschillen in landgebruik, energieverbruik, nutriëntengebruik, waterverbruik en gebruik van gewasbeschermingsmiddelen als belangrijkste drijvende krachten onderzocht. Het luik rond de milieutoestand (state) zal voor zover mogelijk hieraan worden gelinkt, zodat de mogelijke causale verbanden tussen een bepaalde milieutoestand en een onderliggende drijvende kracht kunnen worden besproken. Het komt er dan wel op aan een onderscheid te maken tussen regulariteiten en oorzakelijke verbanden.

Voor wat de milieutoestand betreft, onderscheidt men op het niveau van het ecosysteem de indicatoren biodiversiteit en landschap. Elk van deze indicatorklassen dient natuurlijk verder ontbonden te worden om tot een meetbare indicator te komen. Zo kan men in het geval van biodiversiteit onder andere een onderscheid maken tussen aantal soorten en aantal ‘individuen’ van een bepaalde soort. In het DSR-kader identificeren we verder indicatoren voor de watertoestand, de luchttoestand, de bodemtoestand en het verbruik van niet hernieuwbare hulpbronnen.

Niet alleen de toestand van het milieu wordt door de landbouwactiviteit beïnvloed, ook de gezondheid en het welzijn van mens en dier. Verschillen in dierlijke gezondheid en dierenwelzijn ten gevolge van de productiemethode worden in deze studie niet onderzocht.

Wel wordt uitgebreid ingegaan op mogelijke verschillen in voedselkwaliteit en voedselveiligheid ten gevolge van de verschillen in productiemethode. Meer specifiek wordt ingezoomd op verschillen in pesticide residuen, nitraten, mycotoxines, zware metalen en gewenste substanties. Het product wordt hierbij als vergelijkingsbasis genomen.

**Tabel 2. Indicatoren ter vergelijking bio en gangbaar landbouwsysteem**

| DSR Kader                              | Indicator categorie                                     | Indicator                 | Economische waardering      | Milieufunctie      |
|----------------------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------|
| <b>DRIJVENDE KRACHT</b>                |                                                         |                           |                             |                    |
| <b>Landbouwbedrijf input en output</b> |                                                         |                           |                             |                    |
| D1                                     |                                                         | Gebruik van nutriënten    | Verbruik hulpbronnen        | Source/sink        |
| D2                                     |                                                         | Energieverbruik           | Verbruik hulpbronnen        | Source/sink        |
| D3                                     |                                                         | WATERverbruik             | Verbruik hulpbronnen        | Source/sink        |
| D4                                     |                                                         | Gebruik van pesticiden    | Verbruik hulpbronnen        | Source/sink        |
| D5                                     |                                                         | Gebruik van land          | Verbruik hulpbronnen        | Source/sink        |
| <b>TOESTAND</b>                        |                                                         |                           |                             |                    |
| <b>Onderliggende drijver</b>           |                                                         |                           |                             |                    |
| D1, D4, D5                             | <b>Ecosysteem</b>                                       | Biodiversiteit            | Positieve externaliteiten   | Source/Service     |
| D1, D4, D5                             |                                                         | Landschap                 | Positieve externaliteiten   | Source/Service     |
| <b>Natuurlijke hulpbronnen</b>         |                                                         |                           |                             |                    |
| <b>D1</b>                              | <b>Bodem</b>                                            | <b>Organische stof</b>    | <b>Verbruik hulpbronnen</b> | <b>Source/Sink</b> |
| D1, D4                                 |                                                         | Biologische activiteit    |                             | Source/Sink        |
| D1, D2, D5                             |                                                         | Structuur                 |                             | Source/Sink        |
| D1, D3, D5                             |                                                         | Erosie                    | Negatieve externaliteiten   | Sink               |
| D1                                     | <i>Grond- en oppervlaktewater</i>                       | Nitraat uitloging         | Negatieve externaliteiten   | Sink               |
| D1                                     |                                                         | Fosfaatuitloging          | Negatieve externaliteiten   | Sink               |
| D4                                     |                                                         | Pesticiden                | Negatieve externaliteiten   | Sink               |
| D1                                     | <i>Klimaat en lucht: broeikas- en verzurende gassen</i> | NH <sub>4</sub>           | Negatieve externaliteiten   | Sink               |
| D1, D2                                 |                                                         | CO <sub>2</sub>           | Negatieve externaliteiten   | Sink/Source        |
| D1, D2                                 |                                                         | N <sub>2</sub> O          | Negatieve externaliteiten   | Sink               |
| D1, D2                                 |                                                         | CH <sub>4</sub>           | Negatieve externaliteiten   | Sink               |
| D4                                     |                                                         | Pesticiden                | Negatieve externaliteiten   | Sink               |
| D2                                     | <i>Niet hernieuwbare hulpbronnen</i>                    | Niet hernieuwbare energie | Verbruik hulpbronnen        | Source             |
| D1                                     |                                                         | Rotsfosfaat               | Verbruik hulpbronnen        | Source             |
| <b>Gezondheid en welzijn</b>           |                                                         |                           |                             |                    |
| D1 – D5                                | <i>Dierlijke gezondheid en welzijn</i>                  | Veehouderij               | Positieve externaliteiten   | Sink               |
| D1 – D5                                |                                                         | Voeding                   | Positieve externaliteiten   | Sink               |
| D1 – D5                                |                                                         | Gezondheid                | Positieve externaliteiten   | Sink               |
| D4                                     | <i>Kwaliteit van het geproduceerde voedsel</i>          | Pesticide residuen        | Negatieve externaliteiten   | Sink               |
| D1                                     |                                                         | Nitraten                  | Negatieve externaliteiten   | Sink               |
| D1, D4                                 |                                                         | Mycotoxines               | Negatieve externaliteiten   | Sink               |
| D1, D4                                 |                                                         | Zware metalen             | Negatieve externaliteiten   | Sink               |
| D1 – D5                                |                                                         | Gewenste substanties      | Positieve externaliteiten   | Sink               |
| <b>RESPONS</b>                         |                                                         |                           |                             |                    |
| <b>Reactie van de consument</b>        |                                                         |                           |                             |                    |
| <b>Agrofood keten</b>                  |                                                         |                           |                             |                    |
| <b>Gedrag van de landbouwer</b>        |                                                         |                           |                             |                    |
| <b>Overheidsmaatregelen</b>            |                                                         |                           |                             |                    |

Bronnen: Hansen et al., 2001, Stolze et al., 1999, Verhaegen et al., 2003, OECD, 1999, Bichel Committee, 1998

(On)gewenste milieu- en gezondheidstoestanden leiden tot een maatschappelijke respons. Indien men deze toestanden kan toewijzen aan de drijvende krachten kan men (overheid,

marktdeelnemer, consument) acties ondernemen om de drijvende krachten in de gewenste richting bij te sturen. De consument doet dit indirect door een aangepast koopgedrag, de overheid meer direct door het gebruik van regulerende (wetgeving) en economische instrumenten (zoals taksen en subsidies). Het initiatief kan ook genomen worden door de marktdeelnemers zelf, die zich vrijwillig kunnen engageren in meer veeleisende systemen (zoals private lastenboeken).

## **2 Methodologie**

Hoewel dit rapport uit verschillende luiken bestaat die werden uitgevoerd door verschillende onderzoeksgroepen is getracht om een analoge aanpak te hanteren bij het maken van het literatuuroverzicht. Enerzijds zette dit de verschillende onderzoeksgroepen aan tot onderling overleg over de beste aanpak, anderzijds bevordert dit de overzichtelijkheid van het eindrapport.

Zonder te ver uit te wijden is het belangrijk even stil te staan bij het type onderzoek dat wordt uitgeoefend. Het betreft een combinatie van zowel kwalitatieve als kwantitatieve methoden, de eerste inductief en de tweede deductief van aard. We benaderen de onderzoeksvraag vanuit een veeleer positivistische invalshoek en zoeken aldus bewijzen voor de geldigheid van onze claims. Meta-analyse is de empirische techniek die wordt aangewend om een zo waarheidsgetrouw mogelijke analyse te maken van de actuele situatie, terwijl de onderliggende mechanismen die deze actuele situatie voortbrengen eerder beschrijvend worden benaderd.

We lichten hieronder de algemene methodologie toe. Indien voor een bepaald luik hiervan is afgeweken zal dat onder dat luik meer in detail besproken worden.

### **2.1 De techniek Meta-analyse**

Onder meta-analyse verstaat men een set van statistische kwantitatieve methoden om de resultaten van meerdere studies te vergelijken en te synthetiseren (Osenberg et al., 1999). De procedure die in meta-analyse wordt toegepast is in grote mate vergelijkbaar met deze van standaard statistische methoden, maar de eenheid van analyse is nu het resultaat van onafhankelijke studies in plaats van de onafhankelijke reacties van individuele subjecten (of meetpunten in een onderzoek) (Arnqvist & Wooster, 1995), dus de studie is nu de eenheid van analyse in plaats van het individuele datapunt binnen een studie. Aangezien de studies in een set van studies onderling verschillen in betrouwbaarheid, kunnen conventionele statistische testen niet zomaar toegepast worden. Men lost dit op door in meta-analyse verschillende gewichten aan studies te geven in functie van de betrouwbaarheid van de studies.

In meta-analyse is de basiseenheid de ‘effectgrootte’, die het verschil vat tussen een controlesituatie en de experimentele situatie. De effectgrootte kan dus gebruikt worden als maat voor het verschil tussen biologische en conventionele landbouw. Meta-analyse kan helpen de volgende vragen te beantwoorden:

1. Wat is de gecombineerde (gemiddelde) grootte van het bestudeerde effect?
2. Verschilt dit gemiddelde effect statistisch van nul?

3. Zijn er studiespecifieke eigenschappen die de grootte van het geobserveerde effect beïnvloeden?

De procedure, volgens Arnqvist and Wooster (1995) bestaat uit volgende stappen:

1. verzamelen van studies met eenzelfde vraag of hypothese;
2. data of teststatistieken van deze studies transformeren in een gemeenschappelijke meeteenheid: 'effect grootte' (effect size), bv.
  - a. het gestandaardiseerde verschil tussen de gemiddelden van een experimentele en een controlegroep: Hedges d
  - b. ratio's van deze gemiddelden: response ratio
3. deze effectgroottes combineren om een schatting te maken van de gemiddelde grootte van het effect over de studies heen;
4. berekening van het significantieniveau van de totale effectgrootte;
5. de statistische homogeniteit van de effectgroottes wordt berekend om na te gaan of de effectgrootte gemeenschappelijk is aan de verschillende studies; Q-statistiek
6. de studies kunnen gegroepeerd worden op basis van verschillende karakteristieken van de individuele studies en de effectgroottes tussen deze groepen kunnen statistisch vergeleken worden.

In het geval dat het niet mogelijk is om een standaardafwijking van de gemiddelden voor biologische en conventionele landbouw te schatten, moet een alternatieve methode toegepast worden, zoals de sign-test (teken-test, Siegel, 1956 in Bengtsson et al., 2005). Hierbij houdt men enkel rekening met de richting van de verschillen tussen de twee landbouwsystemen (+ of -). Met de sign-test (een binomiale test) kan nagegaan worden of de frequentie van studies met een hoger (of lagere) waarde voor biologische landbouw verschilt van de frequentie die men bij toeval zou vinden.

Mogelijke problemen geassocieerd met de techniek van meta-analyse zijn (Arnqvist and Wooster, 1995):

1. het ladekast probleem: studies die een significant verschil aangeven, geraken gemakkelijker gepubliceerd dan studies die geen significant verschil tussen de groepen vinden.
2. bias wanneer studies te weinig onafhankelijk zijn, doordat het onderzoeksgebied of de onderzoeksgroep dezelfde zijn;
3. verlies aan info, doordat data uit een veelheid aan studies gereduceerd worden tot slechts enkele waarden;
4. vergelijken van appels en citroenen: niet iedere studieopzet is vergelijkbaar;
5. overdrijving van het significantieniveau (door reductie type 2 fout).

## **2.2 Opsporingsprocedure van verschillen tussen bio en gangbaar**

De nadruk van dit onderzoek ligt op het nagaan van de verschillen tussen bio en gangbaar op een aantal voor de mens of maatschappij relevante punten. De methodologie die we hiervoor hebben toegepast bestaat uit vier stappen:

STAP 1: inventariseren van de beschikbare literatuur;

STAP 2: afbakenen van de literatuur en motivatie hiervoor;

STAP 3: wegen van literatuur, sommige artikels kunnen een hoger gewicht krijgen dan andere;

STAP 4: bepalen van de richting (alsook grootte en significantie) van het gemiddelde effect.

Deze stappen stemmen overeen met deze die in een meta-analyse worden gevolgd. Ze worden hieronder verder toegelicht.

### **2.2.1 STAP 1: inventariseren van de beschikbare literatuur**

De eerste stap is het verzamelen van de literatuur met betrekking tot het te onderzoeken thema. Volgende bronnen werden in eerste instantie geraadpleegd:

- Wetenschappelijke literatuur via het Web of Science:  
<http://portal.isiknowledge.com/>
- De proceedings van het European Joint Organic Congress “Organic Farming and European Rural Development” gehouden op 30 & 31 mei 2006 in Odense Denmark: <http://www.orgprints.org/joc2006.php>
- De review van the Soil Association (elke vakgroep kreeg een papieren versie)
- De “Organic Eprints”-website <http://www.orgprints.org/>: “Organic Eprints is een international archief met open toegang tot artikels met betrekking tot onderzoek in de biologische landbouw. Het archief bevat volledige artikels in elektronische vorm alsook bibliografische informatie, samenvattingen en andere metadata”.

Deze bronnen bevatten op hun beurt verwijzingen naar andere documenten die wanneer relevant ook werden bekeken. Op deze manier kregen we een goed overzicht van de beschikbare literatuur en van de kwaliteit ervan.

### **2.2.2 STAP 2: afbakenen van de literatuur en motivatie hiervoor**

Om redenen van efficiëntie en betrouwbaarheid is het nodig om een aantal criteria naar voor te schuiven op basis waarvan de literatuur al dan niet in aanmerking genomen wordt bij het literatuuroverzicht. Hierbij ontstaat er wel een trade-off. Hoe strenger men is in de afbakening, hoe minder studies er zullen overblijven, maar dan wel de studie van een betere kwaliteit. Criteria voor afbakening die we in dit onderzoek hebben gehanteerd, zijn de volgende:

- 1) kwaliteit van het onderzoek
- 2) jaar van het onderzoek
- 3) regio waarin het onderzoek werd uitgevoerd

We bespreken ze hieronder kort.

#### **1) Kwaliteit van het onderzoek**

De Soil Association en het Louis Bolk Instituut (Huber et al., 2006) onderscheiden 3 niveau's bij het beoordelen van onderzoeksresultaten:

Niveau 1: De gebruikte producten in het wetenschappelijk onderzoek zijn traceerbaar qua afkomst en het onderzoek voldoet verder ook aan de voorwaarden zoals opgesteld door de Soil Association.

Niveau 2: In het wetenschappelijk onderzoek is niet elke stap in de keten solide.

Niveau 3: Het onderzoek is anekdotisch van uitvoering.

In ons onderzoek hebben we er meestal voor geopteerd om enkel peer gereviewde wetenschappelijke artikels op te nemen. Indien voor bepaalde luiken uit dit rapport hiervan is afgeweken, wordt dat vermeld.

#### **2) Jaar van onderzoek en publicatie**

Zowel de gangbare landbouw als de biologische landbouw zijn voortdurend in evolutie en beide systemen zijn in de laatste vijftien jaar meer aandacht gaan besteden aan

milieuvriendelijke productie. Dit maakt dat een studie die bijvoorbeeld de verspreiding van gewasbeschermingsmiddelen door de gangbare landbouw in 1985 bekijkt, tot heel andere resultaten kan komen dan een studie die is uitgevoerd in 2007.

Verder is er ook een evolutie in de onderzoekstechnieken. Dit kan betekenen dat meer recente studies soms tot veel verfijndere en betrouwbare resultaten komen dan oudere studies.

Wij hebben als algemene regel binnen dit onderzoek ervoor geopteerd om enkel studies vanaf 1991 mee te nemen. Een belangrijke motivatie hiervoor is het feit dat pas vanaf 1991 de Europese verordening 2092/91 voor het eerst biologische plantaardige productie definieert in Europa. Vóór 1991 is de definitie van bio minder eenduidig vastgelegd.

### **3) Regio**

De biologische regelgeving kan verschillen tussen sommige regio's. Het is belangrijk om hier bij stil te staan. In dit onderzoek hebben we toch onderzoeksresultaten van goede rapporten uit andere regio's toegestaan indien de verschillen met de Europese regelgeving verwaarloosbaar zijn. Zo hebben we bijvoorbeeld een aantal studies uit de Verenigde Staten mee opgenomen<sup>3</sup>.

Andere criteria ter afbakening kunnen ook opgenomen worden en worden aangegeven waar relevant.

## **2.2.3 STAP 3: Wegen literatuur**

### **Algemeen**

Bij het trekken van conclusies op basis van verschillende bronnen kan een weging worden toegepast. De meest eenvoudige “weging” is voor alle bronnen een gelijke wegingsfactor toe te passen. Het kan echter veel zinvoller/correcter zijn om de gewichtsfactor variabel te maken op basis van de graad van betrouwbaarheid of representativiteit (~steekproefgrootte) van de bron (WHO, 2000; Holden et al., 2002). De klassieke maat voor de variabiliteit van een meting is de standaardafwijking, die gebaseerd is op het aantal meetpunten in de studie. Deze is echter in vele gevallen niet gerapporteerd.

Het aantal stalen binnen een analyse bepaalt in welke mate het gemiddelde effect en de bijhorende variabiliteit goed kunnen worden geschat. Hoe meer observaties, hoe beter de variabiliteit binnen een bepaalde studie kan worden gekarakteriseerd. In deze studie werden op basis van het aantal geanalyseerde stalen wegingsfactoren bepaald. Hoe groter het aantal stalen, hoe meer gewicht werd gegeven aan de studie. Verder werd in deze studie getracht met behulp van een wegingsfactor een onderscheid te maken tussen resultaten gemeten in individuele versus samengestelde stalen, zodat de resultaten van de samengestelde stalen een hogere kans van voorkomen kregen. De wegingsfactor  $W_{i,unit}$  werd bepaald in functie van het aantal stalen binnen een samengesteld staal.  $W_{i,unit}$  werd gelijk gesteld aan 1 in het geval van individuele stalen. In het geval van samengestelde stalen kreeg de wegingsfactor de waarde van het aantal individuele stalen vermengd in het samengestelde staal. Op die manier werd de gemeten concentratie in een samengesteld staal met  $n$  individuele eenheden, beschouwd als

---

<sup>3</sup> De Europese en Amerikaanse lastenboeken komen voor 95% overeen. De belangrijkste punten van verschil zijn (a) gebruik van antibiotica is in de VS sowieso verboden (in EU mag dit curatief); (b) voeder in VS = 100% bio (in EU evolueert men naar 100%); (c) in VS staat men soepeler tov GGO's; bron Geert Gommers, VELT, 2006.



een gemiddelde van  $n$  individuele metingen. Wanneer niet werd vermeld hoeveel individuele stalen waren gebruikt ter samenstelling van het samengesteld staal, dan werd  $W_{i,\text{unit}}$  gelijk gesteld aan 1, wat leidt tot de aanname dat waarden uit publicaties die weinig gedetailleerd zijn, weinig doorwegen.

Een ander probleem volgt uit de manier waarop de resultaten in de gebruikte publicaties werden gerapporteerd. Sommige auteurs vermelden alle individuele metingen, anderen enkel geaggregeerde, zoals het gemiddelde of de mediaan van een reeks van metingen. Om de verzamelde data op een passende manier samen te brengen, werd een tweede wegingsfactor toegepast  $W_{i,\text{meas}}$  in functie van het aantal metingen waarop de geaggregeerde meetresultaten waren gebaseerd. In het geval van individuele meetresultaten, was deze wegingsfactor gelijk aan 1. In het geval van een geaggregeerd meetresultaat, was deze factor gelijk aan het aantal metingen dat in werkelijkheid was gebeurd. Wanneer dat aantal niet gekend was, werd  $W_{i,\text{meas}}$  gelijk gesteld aan 1, wat ertoe leidde dat resultaten uit weinig gedetailleerde publicaties, weinig gewicht kregen. Een derde wegingsfactor  $W_{i,\text{pair}}$  is opgenomen om te kunnen corrigeren voor studies die de vergelijking tussen gangbaar en bio maken. Dit kan volledig ‘endogeen’ gebeuren, waarbij analyse van beide landbouwmethoden in dezelfde proefopzet gebeuren, of ‘semi-exogeen’, waarbij voor één van de 2 methoden data van buitenaf worden aangeleverd. De gewichten die hieraan worden toegekend zijn wel volledig arbitrair (en dus vatbaar voor discussie).

In een volgende stap werd de derde wegingsfactor  $W_{i,\text{pair}}$  (die aangeeft of er gepaarde studies zijn gebruikt) vermenigvuldigd met de tweede wegingsfactor  $W_{i,\text{meas}}$  (die het aantal metingen uitdrukt) en met de eerste wegingsfactor  $W_{i,\text{unit}}$  (die het aantal individuele staaleenheden uitdrukt). Daardoor werd een finale wegingsfactor bepaald:  $W_{i,\text{total}} = W_{i,\text{meas}} \cdot W_{i,\text{unit}} \cdot W_{i,\text{pair}}$

De datapunten en de bijhorende wegingsfactoren dienden vervolgens als basis voor het bepalen van de inputdistributies. De relevante datapunten (concentraties) werden per onderzoeksvraag geordend en vervolgens werd de cumulatieve kans  $F(x_i)$  van voorkomen van ieder datapunt berekend. Dit gebeurde met behulp van de volgende formule:

$$F(x_i) = \frac{\sum_{i=1}^i W_{i,\text{total}}}{\sum_n W_{i,\text{total}}}$$

waarbij  $i$  het rangnummer is,  $W_{i,\text{total}}$  is de finale wegingsfactor en  $n$  is het totaal aantal relevante datapunten.

### Een kritische noot

De aldus bekomen gewichten kunnen het eindresultaat sterk beïnvloeden, hetgeen kan nagegaan worden aan de hand van een sensitiviteitsanalyse. Indien afwijkende effecten worden vastgesteld bij gebruik van een bepaalde wegingsfactor dient dit te worden gerapporteerd.

### Een voorbeeld ter verduidelijking

Veronderstel dat er 8 bronnen gevonden worden in de literatuur die de concentratie van “vitamine X” in biologisch geteelde wortels bespreken.

Na “de afbakening” in stap 2 blijven er bijvoorbeeld nog 4 studies over die zullen weerhouden worden voor de weging (bvb. 1 studie dateerde van voor 1992; 3 studies betreffen “te grijze” literatuur die we als onbetrouwbaar beschouwen). We stellen hieronder voor hoe dit kan gebeuren.

In studie 1 zijn 6 verschillende enkelvoudige stalen genomen. In studie 2 wordt enkel een gemiddelde waarde gegeven gebaseerd op basis van 8 enkelvoudige staalnames. In studie 3 zijn 4 waardes gerapporteerd, het gaat hier over samengestelde stalen gemengd uit 6 individuele steekproeven. In studie 4 zijn 3 waardes gerapporteerd telkens gebaseerd op samengestelde stalen (aangezien niet wordt vermeld op basis van hoeveel, nemen we de waarde 2).

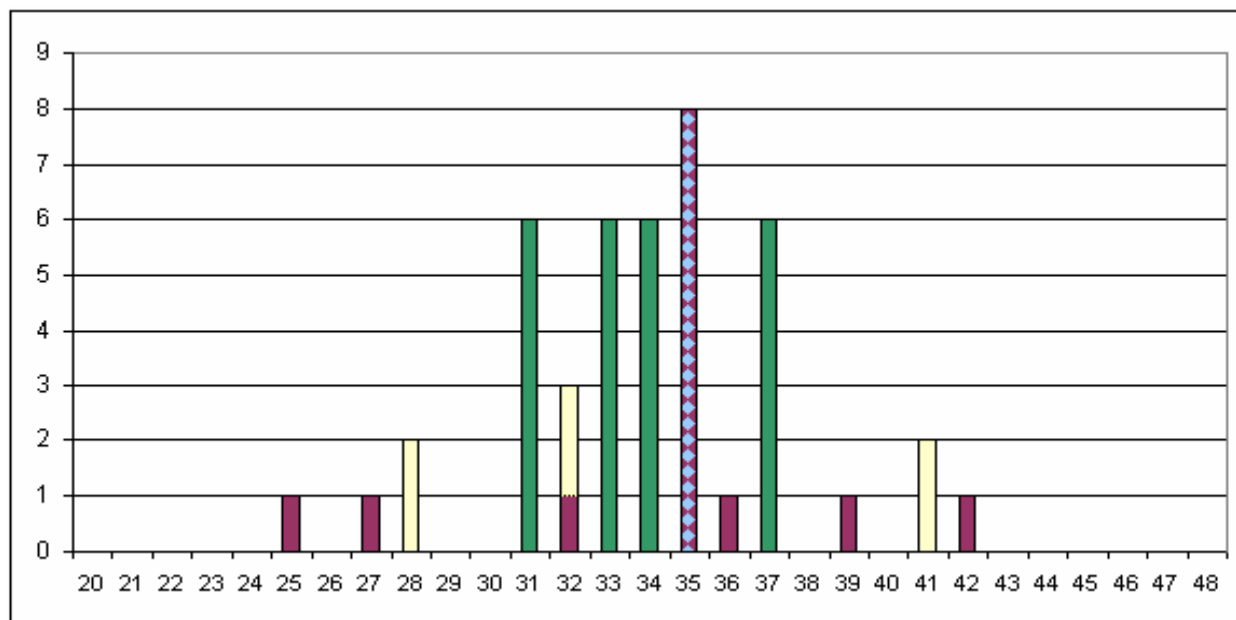
**Tabel 3: Voorbeeld – wegingsfactor van gerapporteerde waarden via stalen (evt samengestelde)**

|          | # stalen | gerapporteerde waarden | weging per waarde |
|----------|----------|------------------------|-------------------|
| studie 1 | 6 (X1)   | 25; 27; 32; 36; 39; 43 | 1                 |
| studie 2 | 8 (X1)   | gemiddelde = 35        | 8                 |
| studie 3 | 4 (X6)   | 31; 33; 34; 37         | 6                 |
| studie 4 | 3 (X?)   | 28; 32; 41             | 2                 |

**Tabel 4: Gerapporteerde waarden uit verschillende studies gewogen ter schatting vd populatie vitamine X (mg/100g) in bio wortel**

|          | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 | 30 | 31 | 32 | 33 | 34 | 35 | 36 | 37 | 38 | 39 | 40 | 41 | 42 | 43 | 44 | 45 | 46 | 47 | 48 |
|----------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| studie 1 |    |    |    |    |    | 1  |    | 1  |    |    |    |    | 1  |    |    |    | 1  |    |    | 1  |    |    | 1  |    |    |    |    |    |    |
| studie 2 |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 8  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| studie 3 |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 6  |    | 6  | 6  |    |    | 6  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| studie 4 |    |    |    |    |    |    |    |    | 2  |    |    |    | 2  |    |    |    |    |    |    |    |    | 2  |    |    |    |    |    |    |    |
| totaal   | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 1  | 0  | 1  | 2  | 0  | 0  | 6  | 3  | 6  | 6  | 8  | 1  | 6  | 0  | 1  | 0  | 2  | 1  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  | 0  |

**Figuur 3: Populatie samengesteld op basis van data uit verschillende bronnen**



### Sterkte van deze methode

Op basis van meerdere bronnen kan een betere benadering gegeven worden van de oorspronkelijke populatie (vit X in bio wortel dan op basis van één van de afzonderlijke studies), een grotere steekproefgrootte laat ook toe duidelijker verschillende populaties te onderscheiden.

### Aandachtspunten

1) Gaat het in de gebruikte papers wel over “dezelfde populatie”, maw blijft het zinvol/correct om deze te combineren?

Voorbeeld 1: wanneer gekeken wordt naar een bepaald vit. X in appel, kan de ene studie gebaseerd zijn op basis van stalen van “Jonagold” en een andere op basis van “Boskoop”, etc. Indien het ras sterk bepalend zou zijn voor het gehalte aan dat vitamine, brengt dit complicaties mee.

Voorbeeld 2: biodiversiteit via aantal soorten in “hagen” naast bio percelen.

=> Kan men op een zinvolle manier studies gaan samenvoegen die kijken naar het aantal soorten spinnen in “een beukenhaag” en andere ivm een “gemengde haag”?

=> Idem voor een haag in “Denemarken” en een haag in “Italië”?

2) Zijn de gebruikte technieken/proefopzetten vergelijkbaar? Indien niet kan hiervoor ook een corrigerend gewicht worden toegekend. Dit gewicht wordt het best gebaseerd op het verschil in meetprecisie tussen beide methoden, voor zover deze info beschikbaar is.

### 2.2.4 STAP 4: Bepalen van de effectgrootte

In deze stap wordt getracht de resultaten van de voorgaande stappen te synthetiseren in een geaggregeerd en interpreteerbaar resultaat, de effect grootte. Deze effectgrootte kan op verschillende manieren bepaald worden, in functie van de doelstelling. Controlegroep en experimentele groep refereren hier naar conventionele landbouw(producten) en biolandbouw(producten).

De D-index (Hedges et al., 1999): gestandaardiseerde verschil van de gemiddelden, i.e. het verschil tussen het gemiddelde van de controlegroep en de experimentele groep, gedeeld door de binnen groep standaardafwijking. Deze laatste wordt als volgt berekend:

$$\nu = \frac{(SD_E)^2}{n_e X_E^2} + \frac{(SD_C)^2}{n_c X_C^2}$$

Een tweede optie, de Response Ratio, die de ratio is van de gemeten hoeveelheid in de experimentele en de controlegroep (Hedges et al., 1999), wordt ook vaak gebruikt als maat voor het experimenteel effect aangezien het de proportionele verandering weergeeft tengevolge van de experimentele manipulatie. Deze ratio kan o.a. gebruikt worden om de procentuele verandering te berekenen van een switch van het conventionele naar het biologische productiesysteem, bijvoorbeeld op het vlak van biodiversiteit of nitraatuitloging.

Een derde mogelijkheid bestaat erin om vertrekkende van de (gewogen) literatuurdapuntten een distributie te schatten voor het conventionele en voor het biologische systeem/product. Op basis van deze distributie kunnen dan betrouwbaarheidsintervallen worden opgesteld en hypothesetesten uitgevoerd.

Via de Q-statistiek, die test of de variantie tussen verschillende experimenten verwaarloosbaar is, kan nagegaan worden of de studies die zijn opgenomen te heterogeen zijn om te worden gecombineerd voor de berekening van de effect grootte. Indien dit zo is kan de onderzoeker nagaan wat mogelijke oorzaken zijn en de data op basis hiervan herindelen. Verder kan ook in plaats van een fixed effect model, dat uitgaat van homogeniteit tussen de studies, een random effect model gebruikt worden om de effect grootte te schatten. Dit model houdt expliciet rekening met het feit dat het effect een distributie volgt i.p.v. vast te liggen.

## **2.3 Naar de maatschappelijke meerwaarde voor bio**

Om te komen tot de maatschappelijke meerwaarde voor bio, hanteren we per luik de volgende structuur, die ook in de structuur per hoofdstuk wordt gereflecteerd. Ten eerste geven we aan op welke punten de landbouw of voeding van maatschappelijk belang zijn. Ten tweede geven we aan op welke van deze punten “bio” verschilt van “gangbaar”. Tenslotte kan via combinatie van beide voorgaande zaken een inschatting gemaakt worden van de meer- of minwaarde van bio.

## **DEEL 3: MILIEU-ASPECTEN**

**Koen Mondelaers, Sofie Vergucht, Eline De Backer,  
Joris Aertsens**

# 1 De keuze van de analyse-eenheid: per product of per perceel?

Koen Mondelaers

## 1.1 Inleiding

Door de verschillen in productiemethoden (de drivers) tussen biologische en conventionele landbouw worden verschillen in milieueffecten vermoed. Een uitermate belangrijke vraag in deze context is natuurlijk wat de vergelijkingsbasis zal worden. Bekijken we verschillen in impact per oppervlakte-eenheid of per eenheid vers of droog product? Per gewas of per rotatie? In deze paragraaf gaan we dieper in op de mogelijke invloed van de vergelijkingsbasis.

## 1.2 Probleemschets

In de algemene opinie is een biologisch landbouwbedrijf minder schadelijk voor het milieu als de gangbare evenknie. Cruciale vraag is of men daarbij rekening houdt met de verschillen in opbrengst per oppervlakte-eenheid, de efficiëntie van het landgebruik. We illustreren dit kort met enkele voorbeelden. Meul et al. (2005) maakten een vergelijking over het energieverbruik bij beide productiesystemen. Uit cijfers van Corré et al. (2003) en Refsgaard et al. (1998) blijkt dat bij de biologische teelt van graangewassen het energieverbruik gemiddeld 24% lager ligt dan bij de conventionele teelt, terwijl het landgebruik met 26% toeneemt. Voor voederbieten ligt het energieverbruik gemiddeld 12% lager bij de biologische teelt in vergelijking met de conventionele teelt, terwijl het landgebruik 11% hoger ligt. Meul et al. (2005) besluiten op basis van 2 scenario's dat het vanuit energetisch oogpunt efficiënter is om intensief te telen en de extra oppervlakte, die anders zou gebruikt worden bij de extensieve teelt, te gebruiken voor de productie van energiegewassen.

Een vergelijkbare afweging werd gemaakt in Paulsen et al. (2002) op basis van werk van Haas (2001). Deze berekende dat conventionele bedrijven 50% van hun akkerbouwland zouden moeten laten braak liggen of hun N-input met 50% moeten verlagen om gelijke nitraatverliezen te bekomen als biologische bedrijven. In een dergelijk scenario haalt organische landbouw wel een opbrengst die 25% hoger ligt. De auteurs merken echter op dat men hierbij ook rekening moet houden met het feit dat biologische landbouwsystemen ongeveer 30% meer oppervlakte vereisen om tot eenzelfde productieniveau te komen.

Kirchmann en Bergström (2001) op hun beurt brachten in hun review rond nitraatuitloging het opbrengstverschil tussen biologische en conventionele landbouw specifiek in rekening door de productieoppervlakte van biologische landbouw proportioneel te verhogen, tot equivalente opbrengsten werden bekomen. De hoeveelheid N uitgelooft van deze additionele oppervlakte werd dan toegevoegd aan de gemeten waarden voor biologische landbouw.

## 1.3 Werkwijze

Voor de meta-analyse werden, volgens de criteria zoals aangegeven in het luik rond methodologie, studies geselecteerd die de vergelijking tussen biologische en gangbare landbouw maken op het vlak van opbrengst. Deze studies voldoen aan volgende kenmerken:

- Peer reviewed;
- Na 1992;
- Paired sample: conventionele en biologische plots/bedrijven in dezelfde studie vergeleken

Op die manier werden 10 studies geselecteerd die hieraan voldeden, met in totaal minimum 70 datapunten per productiesysteem. Hierbij kon verder een opsplitsing gemaakt worden tussen opbrengstgegevens voor de gehele rotatie enerzijds en opbrengstgegevens per gewas anderzijds.

In een eerste stap wordt aan de hand van een sign-test (zie methodologie) nagegaan of de opbrengst significant verschilt tussen beide systemen. Indien relevant wordt in een tweede stap getracht dit verschil te kwantificeren a.d.h.v. een meta-analyse.

## 1.4 Resultaat

### 1.4.1 Sign test

Slechts in 14 van de 63 vergelijkingen die in de sign-test werden meegenomen, werd een hogere opbrengst op het biologische perceel vastgesteld, de overige vergelijkingen toonden een hogere score voor het gangbare equivalent. De sign-test (Abdi, 2007), die gebruik maakt van de binomiale verdeling, gaat na of dit louter op willekeur berust of er sprake is van een systematisch patroon. Zoals blijkt uit onderstaande formule is de kans dat deze uitkomst op willekeur berust onbestaande, er is dus sprake van een systematisch hogere opbrengst op het gangbare perceel.

$$\Pr(Y = C) = \binom{63}{14} 0,5^{14} \cdot 0,5^{63-14} = 0,000004$$

### 1.4.2 Meta-analyse

De weging in deze meta-analyse gebeurde op de klassieke wijze, op basis van de standaardafwijking. Hoe dichter de waarden bij elkaar liggen, hoe lager de standaardafwijking zal zijn. We onderscheidden 3 gevallen bij de studies die voldeden aan onze uitgangscriteria:

- geval 1: standaardafwijking is gerapporteerd: geschikt voor meta-analyse
- geval 2: standaardafwijking is niet gerapporteerd, meerdere datapunten zijn beschikbaar: benadering: berekenen van de standaardafwijking op basis van deze datapunten
- geval 3: standaardafwijking niet gerapporteerd, 1 datapunt voor bio of gangbaar: datapunt kan niet weerhouden worden (eventueel voor sign-test).

Voor de 10 studies werden de gemiddelden en de standaardafwijking hierop (indien deze laatste niet gerapporteerd was) overgenomen of bepaald per vergelijkbaar bio-conventioneel datapaar. Onder vergelijkbaar verstaan we afkomstig van dezelfde publicatie met eenzelfde rotatie of gewas, uit eenzelfde jaartal. Dit resulteerde in één of meerdere gepaarde datapunten per publicatie, in functie van het type gewas, de rotatie en het jaartal. In totaal werden de 70 gepaarde datapunten aldus herleid tot 20 gepaarde datapunten.

In een meta-analyse kunnen verschillende outputvariabelen gekozen worden naargelang de gewenste communicatie. Traditioneel worden ofwel het gestandaardiseerde verschil tussen de gemiddelden van de controle- en de experimentele groep gebruikt ofwel de Log respons ratio. De respons ratio is voor onze studie een interessante maat voor de grootte van het ‘experimentele’ effect (i.e. verschil tussen bio en gangbaar) aangezien deze de proportionele verandering kwantificeert die resulteert uit de experimentele manipulatie (Hedges et al., 1999).

In dit geval is de respons ratio een maat voor de proportionele verandering in opbrengst indien men van het conventionele naar het biologische systeem overstapt. Volgens Hedges et al. (1999) wordt best het natuurlijk logaritme gebruikt (zie formule 2) aangezien in deze lineaire vorm de metriek even gevoelig is voor veranderingen in de teller (bio opbrengst,  $X_E$ ) als in de noemer (conventionele opbrengst,  $X_C$ ). Ook de verdeling van  $L$  zou meer de normale verdeling benaderen dan deze van  $R$ .

$$R = \frac{\overline{X_E}}{\overline{X_C}} \quad (1)$$

$$L_i = \ln(R) = \ln(\overline{X_E}) - \ln(\overline{X_C}) \quad (2)$$

In de veronderstelling dat  $\overline{X_E}$  en  $\overline{X_C}$  normaal verdeeld zijn is  $L_i$  bij benadering normaal verdeeld met als gemiddelde de werkelijke log respons ratio en de variantie gegeven in formule (3).

$$\nu_i = \frac{(SD_E)^2}{n_E \cdot \overline{X_E}^2} + \frac{(SD_C)^2}{n_C \cdot \overline{X_C}^2} \quad (3)$$

Met  $SD$  = standaardafwijking van de experimentele resp. controlegroep  
 $n$  = aantal observaties in de experimentele resp. controlegroep

Twee componenten van variatie beïnvloeden de log respons ratio's in onze steekproef. De eerste is het gevolg van de steekproefvariatie bij de schatting van  $L$  voor ieder experiment (iedere set van gegroepeerde observaties) en wordt gevat in de variantie  $v$ . De tweede component is het gevolg van de variatie tussen de verschillende experimenten (tussen de verschillende studies) en wordt gegeven door formule 4 en 5.

$$\hat{\sigma}_\lambda^2 = \frac{Q - (k - 1)}{\sum_{i=1}^k w_i - \frac{\sum_{i=1}^k w_i^2}{\sum_{i=1}^k w_i}} \quad (4)$$

Aan de hand van de statistiek  $Q$  (formule 5) kunnen we de statistische significantie van de tweede component van de variatie nagaan (formule 6) en bepalen of we te maken hebben met een vast (fixed) of een random effect, i.e. een effect dat een bepaalde verdeling volgt. Wanneer de  $Q$ -statistiek het 95% punt van een Chi-kwadraatverdeling met  $k-1$  vrijheidsgraden overschrijdt, wordt de nulhypothese verworpen en is de variabiliteit tussen de studies significant, wat wijst op een random effect. Dit houdt in dat studies gecombineerd worden die erg van elkaar verschillen, voorzichtigheid is dan ook geboden bij de interpretatie van de resultaten. In dat geval is er ook een correctie nodig van de wegingsfactoren ( $w_i$  wordt  $w_i^*$ , zie formule 7).

$$Q = \sum_{i=1}^k w_i (L_i)^2 - \frac{\left( \sum_{i=1}^k w_i \cdot L_i \right)^2}{\sum_{i=1}^k w_i} \quad \text{met } w_i = \frac{1}{\nu_i} \quad (5)$$



$$H_0 : \hat{\sigma}_\lambda^2 = 0 \quad (6)$$

$$\bar{L}^* = \frac{\sum_{i=1}^k w_i^* \cdot L_i}{\sum_{i=1}^k w_i^*} \quad \text{met } w_i^* = \frac{1}{(v_i + \hat{\sigma}_\lambda^2)} \quad (7)$$

en

$$SE(\bar{L}^*) = \sqrt{\frac{1}{\sum_{i=1}^k w_i^*}}$$

Op basis hiervan kan tenslotte een 95% betrouwbaarheidsinterval opgesteld worden voor de log respons ratio (zie formule 8):

$$BI_L = \bar{L}^* - z_{0,025} SE(\bar{L}^*) \leq \mu_\lambda \leq \bar{L}^* + z_{0,025} SE(\bar{L}^*) = BI_U \quad (8)$$

#### 1.4.2.1 Opbrengstverschil over de verschillende studies heen

Tabel 5 vat de (Log) response ratio samen van de opbrengstverschillen over alle studies heen. Niet gewogen bedraagt de opbrengst van het biologische landbouwsysteem 81% van de gangbare. Indien iedere studie echter gewogen wordt op basis van de bij iedere  $L_i$  horende standaardafwijking, vinden we een verschil van 16%. Aangezien de Q-statistiek echter significant is, mag de heterogeniteit tussen de studies niet verwaarloosd worden en moet de wegingsfactor verder aangepast worden (zie formule 7). In dit random effectsmodel haalt biologische landbouw 83% van de opbrengst van conventionele landbouw.

**Tabel 5. (Log) response ratio van de opbrengst algemeen**

|                     | Niet gewogen | Fixed effect | Q              | Random effect                    |
|---------------------|--------------|--------------|----------------|----------------------------------|
| Opbrengst (bio/con) | 0,814        | 0,841        | 27,08 (24,99)* | <b>0,827</b><br><b>17% lager</b> |

\* Wanneer Q groter dan  $\chi^2_{df}$ : significante between study variabiliteit

De grenzen van het betrouwbaarheidsinterval zijn 0,764 en 0,896, hetgeen correspondeert met biologische opbrengsten die tussen de 76 en de 89% bedragen van de gangbare.

#### 1.4.2.2 Opbrengstverschil over de verschillende rotaties heen

Zoals blijkt uit voorgaande paragraaf, is de heterogeniteit tussen de studies vrij groot. Men zou hiervoor verschillende oorzaken kunnen aanhalen. Studies die data over rotaties rapporteren werden gecombineerd met studies die de opbrengsten per gewas aangeven, de regio's waar en de jaartallen waarin de proeven plaatsvonden verschillen, andere wetenschappers waren bij de onderzoeken betrokken e.d.

In wat volgt trachten we de heterogeniteit te reduceren door enkel studies te weerhouden die data rond rotaties rapporteren. Het betreft 4 studies, waarvan de 47 datapunten in 6 groepen kunnen worden opgedeeld. Tabel 6 geeft de log respons ratio van deze meta-analyse weer.

**Tabel 6. (Log) response ratio van de opbrengst over de rotatie heen**

|                     | Niet gewogen | Fixed effect                     | Q            | Random effect |
|---------------------|--------------|----------------------------------|--------------|---------------|
| Opbrengst (bio/con) | 0,802        | <b>0,806</b><br><b>20% lager</b> | 8,55 (12,59) | /             |

De variabiliteit tussen studies blijkt nu niet significant te zijn (zie Q-statistiek), we mogen dus spreken van een vast ('fixed') effect over de verschillende studies heen. De opbrengst over een biologische rotatie bedraagt 80% van de opbrengst over een vergelijkbare gangbare rotatie. De grenzen van het 95% betrouwbaarheidsinterval situeren zich nu tussen 0,694 en 0,894. Dit houdt in dat indien we, op de 100 keer dat we deze respons ratio berekenen, we 95 maal een waarde binnen dit interval aantreffen. We kunnen dus op basis van onze steekproef stellen dat de opbrengst van een biologische rotatie gemiddeld tussen de 70 en de 90% bedraagt van de gangbare.

#### 1.4.2.3 Opbrengstverschil voor graangewassen

Een aanvullende analyse kon gemaakt worden op basis van de studies die de opbrengst van graangewassen rapporteren. 5 studies konden opgesplitst worden in 6 groepen met in totaal 64 datapunten. Tabel 7 geeft aan dat de variabiliteit over de studies heen opnieuw significant was, waardoor er sprake is van een 'random' effect (het effect volgt dus een verdeling), met een gemiddelde graanopbrengst op het biologische bedrijf die 81% van de gangbare bedraagt.

**Tabel 7. (Log) response ratio van de opbrengst voor graangewassen**

|                     | Niet gewogen | Fixed effect | Q              | Random effect                    |
|---------------------|--------------|--------------|----------------|----------------------------------|
| Opbrengst (bio/con) | 0,777        | 0,828        | 11,40 (11,07)* | <b>0,809</b><br><b>19% lager</b> |

\* Wanneer Q groter dan  $\chi^2_{df}$  : significante between study variabiliteit

De grenzen van het betrouwbaarheidsinterval zijn 70% en 93%.

## 1.5 Mogelijk belang van opbrengstverschillen

Opbrengstverschillen worden mee in rekening gebracht wanneer milieu- of gezondheidsimpacten uitgedrukt per oppervlakte-eenheid, worden omgerekend naar producteenheid. Verder zijn opbrengstverschillen van belang voor de vraag of biologische landbouw, wanneer toegepast op wereldschaal, in staat is de wereld te voeden. Tenslotte zijn opbrengstverschillen vanuit economisch oogpunt interessant aangezien lagere opbrengsten hogere prijzen impliceren, ceteris paribus. Verschillende studies bogen zich over deze vragen, waaronder een recente uitgebreide Amerikaanse meta-analyse van Badgley et al. (2007), waarin opbrengstratios uit 91 verschillende bronnen werden verzameld. Volgens deze meta-analyse bedraagt de gemiddelde biologische opbrengst in ontwikkelde landen (zonder weging) 91% van de gangbare over de verschillende studies heen. Tabel 8 vat deze opbrengsratio's samen per gewasgroep (opnieuw niet gewogen).

**Tabel 8. Opbrengstratio bio/gangbaar voor verschillende gewasgroepen op basis van Badgley et al. (2007)**

|  | Onwikkelde landen | Ontwikkelingslanden |
|--|-------------------|---------------------|
|--|-------------------|---------------------|

| Gewas                | Ratio bio – gangbaar | Aantal studies* | Ratio bio – extensief | Aantal studies* |
|----------------------|----------------------|-----------------|-----------------------|-----------------|
| Graangewassen        | 0,93 (0,02)          | 69              | 1,57 (0,09)           | 102             |
| Aardappelen          | 0,89 (0,04)          | 14              | 2,70 (0,46)           | 11              |
| Peulvruchten         | 0,82 (0,07)          | 7               | 4,00 (1,68)           | 2               |
| Groenten             | 0,87 (0,03)          | 31              | 2,04 (0,44)           | 6               |
| Fruit                | 0,95 (0,04)          | 2               | 2,53 (0,46)           | 5               |
| <b>Alle gewassen</b> | <b>0,91 (0,02)</b>   | <b>138</b>      | <b>1,74 (0,09)</b>    | <b>128</b>      |

\* Incl. niet peer gereviewde bronnen en studies van voor 1992, herhalingen mogelijk

Indien we deze resultaten vergelijken met onze meta-analyse dan merken we op dat de gemiddelden van Badgley et al. voor ontwikkelde landen binnen het vooropgestelde betrouwbaarheidsinterval liggen. Op basis van Badgley et al. vinden we gemiddeld wel een hogere opbrengstratio (91% i.p.v. 83%). In deze studie werden ook gegevens verzameld rond opbrengstverschillen tussen biologische en subsistentielandbouw in ontwikkelingslanden. Hier werd gemiddeld een duidelijk hogere opbrengst vastgesteld voor het biologische productiesysteem. Op basis van deze cijfers berekenden de auteurs dat, uitgaande van de biologische productiemethode, voldoende voedsel per capita kan geproduceerd worden om de huidige bevolking (en potentieel een grotere) te voeden zonder dat er meer cultuurgrond in gebruik moet genomen worden.

In een andere studie (Rosegrant et al., 2006) werden in een model op wereldschaal verschillende conversiescenario's getest. In het scenario waarbij 50% van de Europese en Noord Amerikaanse landbouw zou omschakelen naar gecertificeerde hoge input biologische landbouw daalt de wereldproductie en stijgen de wereldprijzen (met ongeveer 10%). Het model voorspelt hierbij een lichte stijging (0,3 tot 0,7%) in het aantal ondervoede kinderen in de ontwikkelingslanden. Bij omschakeling van de helft van de productie in subsahara Afrika naar niet gecertificeerde lage input biologische landbouw stijgen de wereldopbrengsten licht en dalen wereldprijzen zeer licht (1 à 2%, gezien het beperkte aandeel van Afrika in de wereldmarktproductie). Opvallend is dat dit scenario wel resulteert in een daling van het aantal ondervoede kinderen (met 0,8 à 1%), doordat de Afrikaanse afhankelijkheid van de wereldmarkt afneemt.

## 1.6 Besluit

Uit de sign-test en de meta-analyse blijkt een lagere opbrengst voor de biologische teelt t.o.v. de gangbare in ontwikkelde landen: een gemiddelde opbrengstratio van 83%. Een recente uitgebreide Amerikaanse meta-analyse rapporteerde een opbrengstratio van 91%. Deze opbrengstverschillen kunnen in rekening gebracht worden bij het bepalen van milieu-effecten, uitgedrukt per oppervlakte-eenheid (per ha).

## 2 Nitraatverliezen

Koen Mondelaers

### 2.1 Inleiding

De flux van nitraten van het landbouwbedrijf naar het grondwater is vanuit milieuoogpunt al jaren een bron van bezorgdheid. De nitraatconcentraties die men aantreft in het grond- en oppervlaktewater in landbouwzones overschrijden regelmatig de door Europa (Nitraat Directive, EC, 1991 en Drinkwater Directive, EC, 1980) vooropgestelde limiet. Verhoogde concentraties nitraten in zoet- en zoutwater stimuleren, samen met fosfaten, de groei van algen. Bij afsterven van grote hoeveelheden algen raken de beschikbare zuurstofconcentraties in het water uitgeput waardoor hogere orde waterplanten en –dieren niet langer meer gedijen (Kirchmann and Bergstrom 2001).

Onder nitraatuitloging verstaat men de migratie van nitraten doorheen de ongesatureerde zone en de contaminatie van grondwater en (indien afgevoerd via draineerbuizen of goten) het oppervlaktewater. Naast de hoeveelheid uitgespoeld nitraat kan de hoeveelheid residuele nitraat-N in het bodemprofiel als maat voor (het risico op) uitspoeling gebruikt worden. Zoals aangegeven in Verbruggen et al. (2003), zal volgens Hack-ten Broeke (2000) onder Nederlandse omstandigheden de limietwaarde (voor oppervlaktewater) van de Europese nitraatrichtlijn (50 mg nitraat l<sup>-1</sup> water) niet overschreden worden als de uitspoeling kleiner is dan 34 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> (bij een gemiddeld neerslagoverschot van 300 mm). Deze waarde is ook voor Vlaanderen hanteerbaar, hetgeen ook gebeurde in de eerste versie van het Mestactieplan (De Batselier, 1993). De hoeveelheid residuele nitraat-N als maat voor het risico op uitloging wordt gemeten in het profiel 0 – 90 cm en dit tussen 1 oktober en 15 november (zoals bepaald in het Mestactieplan). De huidige limiet voor deze hoeveelheid reststikstof is 90 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup>. Verbruggen et al. (2003) geven verder aan dat, in navolging van Van Orshoven et al. (2002), het maximaal accepteerbare nitraat-N-residu 70 kg ha<sup>-1</sup> bedraagt op een zandbodem en 100 kg op zandleem, leem en klei, om aan de eisen van de nitraatrichtlijn te voldoen.

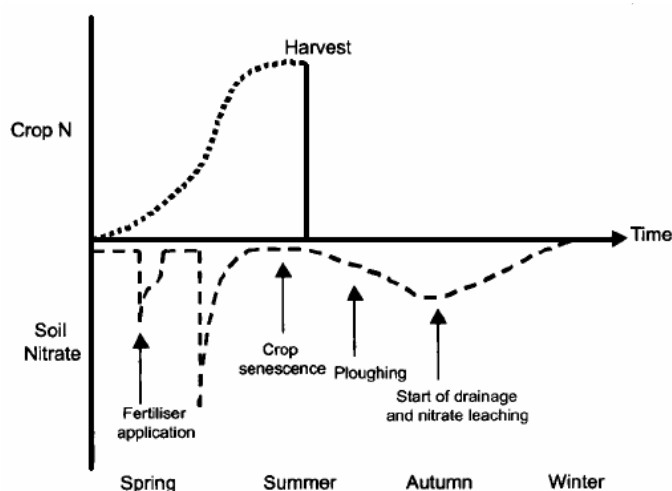
Opvallend is dat de stijging van de nitraatconcentraties in het water geloofd uit landbouwgrond, gelijktijdig plaatsvond met de stijging van de landbouwproductiviteit, hetgeen zou kunnen wijzen op een oorzakelijk verband. De stijging in landbouwproductiviteit is voornamelijk bereikt d.m.v. volgende praktijken (Kirchmann and Bergstrom 2001): a) gebruik van meer inorganische N; b) verminderen van het areaal grasland; c) specialisatie van de bedrijven; d) concentratie van de dieren. Deze praktijken stroken niet met de biologische landbouwfilosofie, waardoor biologische landbouw als een mogelijke oplossing zou kunnen gezien worden voor het probleem van de nitraatuitloging. Zoals opgemerkt door Hansen et al. (2001), tracht biologische landbouw om de nutriëntenverliezen te minimaliseren door zoveel mogelijk met gesloten kringlopen te werken waardoor het productieniveau kan aangehouden worden met minimale externe inputs.

Men kan een vraagteken plaatsen bij de vergelijkbaarheid van beide landbouwmethoden inzake stikstofstromen. Verschillende studies, o.a. Kirchmann and Berstrom (2001), merken op dat de proefopzet in vergelijkende studies niet toelaat éénduidige conclusies te trekken, gezien bepalende factoren voor de nutriëntenhuishouding, zoals de teeltrotatie, meestal

verschillen. De vraag is natuurlijk in hoeverre dit niet eigen is aan de verschillen tussen beide productiesystemen.

## 2.2 Sturende krachten – driving forces

Zoals in de inleiding aangegeven is de N-input de belangrijkste sturende kracht voor de N-uitloging op landbouwbedrijven. Vooral een slechte overeenkomst tussen stikstofgift en stikstofvraag van het gewas is van belang voor uitloging (Philipps and Stopes, 1995; Lord et al, 1997), zie ook figuur 4. In 2004 was er in Vlaanderen gemiddeld een N-overschot op de stikstofbalans van 91 miljoen kg N, of zo'n 34% van de totale input (Van Steertegem, 2006), hetgeen overeenkomt met 150 kg N/ha. Er is wel een duidelijke dalende tendens sinds de jaren '90 (in 1990 gemiddeld meer dan 280 kg N-overschot per hectare). Ongeveer 25% van deze N-input gebeurt via minerale meststoffen, 62% via dierlijke mestinput, 10% via atmosferische depositie en slechts 1% via biologische N-fixatie.



**Figuur 4. Overeenkomst tussen stikstofgift en stikstofvraag**

Geschikte parameters voor het risico op nitraatuitloging zijn de  $N_{\min}$ -N inhoud in de bodem in de herfst en de N-balans (Stolze et al., (2000)). Voor wat de  $N_{\min}$ -N inhoud betreft rapporteren we hier kort enkele resultaten uit Stolze et al. (2000, zie tabel 9). Zij besluiten dat het uitlogingspotentieel lager tot gelijk is in biologische landbouw t.o.v. conventionele landbouw, maar dat het verschil tussen biologische en geïntegreerde systemen de laatste jaren kleiner is geworden door het verbeterde management van de N-bemesting in gangbare landbouw.

**Tabel 9. Screening van nitraten in waterbeschermingsgebieden: resultaten van de kg  $N_{\min}$ -N/ha inhoud\* van biologische velden relatief tot conventionele velden**

| Gewas               | Resultaat    | Relatief t.o.v conventioneel (=100) | n    | Land            |
|---------------------|--------------|-------------------------------------|------|-----------------|
| Niet gespecificeerd | Lager        | 80                                  | 1220 | DE <sup>1</sup> |
|                     | Lager        | 60                                  | 9    | DE <sup>2</sup> |
|                     | Gelijkaardig | -                                   | 26   | DK <sup>3</sup> |
| Granen              | Gelijkaardig | -                                   | 614  | DE <sup>1</sup> |
| Aardappelen         | Gelijkaardig | -                                   | 71   | DE <sup>1</sup> |
|                     | Lager        | 75                                  | 7    | DE <sup>4</sup> |

|                |              |    |     |                 |
|----------------|--------------|----|-----|-----------------|
| Oliezaden      | Lager        | 70 | 14  | DE <sup>1</sup> |
| Mais           | Lager        | 60 | 50  | DE <sup>1</sup> |
| Voedergewassen | Gelijkaardig | -  | 174 | DE <sup>1</sup> |

\* bodem (0-90cm) in herfst

1. Ubelhor (1997); 2. Kurzer et al. (1997); 3. Kristensen et al. (1994); 4. Baumgärtel (1997) in Stolze et al. (2000)

Overschotten op de N-balans worden dikwijls aangehaald als drijvende factor voor N-uitloging. In een recent onderzoek van Salo en Turtola (2006) werd nagegaan in hoeverre de N-balans als indicator kan dienen voor de N-uitloging. Zij besluiten dat gemiddelde stikstofbalansen bruikbare indicatoren zijn voor N-uitloging wanneer de toegepaste teelttechnieken risicovol zijn voor het milieu. Echter, bij toepassing van goede landbouwpraktijken voorspelden de balansen de N-uitloging niet.

Het management blijkt dus allesbepalend (los van onbeïnvloedbare omgevingsfactoren zoals bodemtype en neerslagprofiel). Cuttle en Jarvis (1995) gingen na welke strategieën die in gangbare landbouw nitraatuitloging helpen reduceren, ook bruikbaar zijn in biologische landbouw. Tabel 10 vat de belangrijkste samen voor akkerbouw. Op basis van deze tabel kan ook afgeleid worden welke managementpraktijken nitraatuitloging beïnvloeden en of deze verschillen tussen bio en ganbaar.

**Tabel 10. Strategieën die nitraatuitloging helpen reduceren en toepasbaarheid in biologische landbouw (Cuttle en Jarvis, 1995)**

| Toepasbaar in bio? | Strategie                                                                                                                                                   |
|--------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Nee                | <ul style="list-style-type: none"> <li>Bepalen van de minerale meststofdosering o.b.v. de gewasvereisten i.p.v. o.b.v. economisch optimum</li> </ul>        |
| Nee                | <ul style="list-style-type: none"> <li>Pas minerale meststofgift aan door rekening te houden met N-gift via dierlijke mest en gewasresten</li> </ul>        |
| Nee                | <ul style="list-style-type: none"> <li>Pas nitrificatie-inhibitoren toe om de conversie van NH<sub>4</sub>-N naar nitraat te vertragen</li> </ul>           |
| Ja                 | <ul style="list-style-type: none"> <li>Pas dierlijke mest toe op momenten en op een manier die maximale opname door de plant toelaat</li> </ul>             |
| Ja                 | <ul style="list-style-type: none"> <li>Ploeg stro in om N gedurende de herfst te immobiliseren</li> </ul>                                                   |
| Ja                 | <ul style="list-style-type: none"> <li>Pas de timing en intensiteit van de cultivatie aan om mineralisatie van bodem N in de herfst te reduceren</li> </ul> |
| Ja                 | <ul style="list-style-type: none"> <li>Gebruik groenbedekker om minerale N in herfst te gebruiken</li> </ul>                                                |
| Ja                 | <ul style="list-style-type: none"> <li>Vermijd cultivatie van permanent grasland</li> </ul>                                                                 |
| Ja                 | <ul style="list-style-type: none"> <li>Kies gewasvariëteiten die N meer efficiënt gebruiken</li> </ul>                                                      |

### 2.3 Toestand – state

Sinds 1999 heeft men in het kader van het MAP een meetnet opgestart met meetpunten van de nitraatconcentratie in oppervlaktewater in landbouwgebied. In de periode juli 2004 – juni 2005 werd op 41% van de meetpunten in landbouwgebied een overschrijding vastgesteld van de 50 mg nitraat norm (Platteau et al., 2005). Dit blijkt een stagnatie sinds 2001-2002, ondanks de uitbreiding van de kwetsbare gebieden. Monitoring van het grondwater in landbouwgebied werd pas in 2004 opgestart. Resultaten van de voorjaarscampagne van 2005 geven aan dat 40% van de meetpunten boven de norm van 50 mg/l uitkomen (Platteau et al., 2005).

De nitraatuitloging wordt ofwel uitgedrukt in mg/l en is dan direct vergelijkbaar met de vooropgestelde EU-norm, ofwel in kg/ha, hetgeen bruikbaar is voor het opstellen van

stikstofbalansen. In de meta-analyse werden de studies gegroepeerd in functie van deze rapportering. De selectiecriteria die werden gehanteerd zijn:

- nitraatuitloging (niet het risico op);
- studies van na 1991;
- peer reviewed;
- (semi) gepaard.

Onder semi-gepaarde studies verstaan we studies die de vergelijking maken tussen biologisch en conventioneel waarbij de gegevens niet resulteren uit een gepaarde proefopzet. De onderzoekers hebben zelf een vergelijkbaar bedrijf uitgezocht waarvan de data beschikbaar waren. De nitraatuitloging werd vooral gemeten met behulp van lysimeters, poreuze bekertjes en drainagepijpsystemen. In enkele studies (4) werd de nitraatuitloging berekend via simulatie, gebaseerd op input – output balansen. De lysimetermethode laat toe de NO<sub>3</sub>-N fluxen te meten, terwijl poreuze cups enkel toelaat de NO<sub>3</sub>-concentratie te meten. De lysimetermethode zou dus de meest betrouwbare resultaten moeten geven.

### 2.3.1 Nitraatuitloging in kg/ha – sign test

Voor de sign-test wordt nagegaan of de verschillen in nitraatuitloging tussen bio en gangbaar op toeval berusten of er sprake is van een systematisch patroon. De werkwijze is als volgt:

1. uitloging gangbaar wordt afgetrokken van de uitloging bij vergelijkbare bio
2. aantal negatieve uitkomsten wordt uitgedrukt t.o.v. totaal
3. bepaling van de kans dat deze set afkomstig is van een Binomiaalverdeling met  $p=0,5$

Op basis van de gegevens uitgedrukt in kg/ha vonden we 17 positieve verschillen op een totaal van 57. De kans dat er hier sprake is van willekeur (een random patroon,  $p=0,5$ ) is 0,001 of quasi onbestaande. Er is dus op basis van de sign-test een duidelijke aanwijzing dat de nitraatuitloging op het biologisch bedrijf lager is als op het gangbare.

### 2.3.2 Nitraatuitloging in kg/ha – meta-analyse

Voor de meta-analyse o.b.v. nitraatuitloging uitgedrukt in kg/ha kwamen 13 studies in aanmerking, met in totaal 114 datapunten. Opnieuw werd voor een Log respons ratio geopteerd (i.e. log van de relatieve verhouding tussen beide systemen), aangezien het verschil in gemiddelden (een absoluut cijfer) door de variabiliteit tengevolge van plaats, klimaat en bodemtype, weinig informatief is. De Log respons ratio laat ook gemakkelijk toe om gangbare gegevens naar biologische om te rekenen. Tabel 11 vat de resultaten samen.

**Tabel 11. (Log) respons ratio N-uitloging in biolandbouw versus conventionele o.b.v. data uitgedrukt in kg/ha**

|                       | Nt gewogen | Fixed effect | Q            | Random effect |
|-----------------------|------------|--------------|--------------|---------------|
| N-uitloging (bio/con) | 0,699      | 0,756        | 64,3 (36,4)* | 0,677         |

( ) =  $\chi^2_{df-1}$ ,  $\alpha=0,05$

\* Between study variabiliteit significant

BI = betrouwbaarheidsinterval

De N-uitloging ligt dus voor deze studies gemiddeld 32% lager op biologische bedrijven. We dienen wel op te merken dat de heterogeniteit tussen studies significant is, waardoor de resultaten met voorzichtigheid moeten geïnterpreteerd worden. Op basis van deze gegevens kan ook een betrouwbaarheidsinterval berekend worden. De grenzen liggen tussen 0,54 en

0,85, dus indien we deze studie zouden herhalen, zouden we in 95% van de gevallen een ratio vinden in het interval van 46% lager tot 15% lager.

Aangezien de heterogeniteit tussen de observaties groot is, is verdere analyse aangewezen. Mogelijke oorzaken voor de heterogeniteit zijn verschillen in landbouwtype, verschillen in gewassen, verschillen in bodemtype, verschillen in toegepaste meetmethode en regionale verschillen in uitloging. De datapunten kunnen opgedeeld worden in functie van het type bedrijf (gaat het om een akkerbouw dan wel een gemengd bedrijf). Tabel 12 geeft de resultaten van de meta-analyse voor akkerbouw en gemengde bedrijven. Uit Tabel 12 kunnen we besluiten dat de heterogeniteit in onze dataset niet veroorzaakt wordt door verschillen in type bedrijven. Het brede betrouwbaarheidsinterval benadrukt de variabiliteit tussen studies.

**Tabel 12. (Log) respons ratio N-uitloging in biolandbouw versus conventionele o.b.v. data uitgedrukt in kg/ha en opgesplitst naar akkerbouw en gemengde bedrijven**

| Type bedrijf    | Aantal datapunten          | N-uitloging (bio/conventioneel) |              |                 |               |             |
|-----------------|----------------------------|---------------------------------|--------------|-----------------|---------------|-------------|
|                 |                            | Niet gewogen                    | Fixed effect | Q               | Random effect | BI          |
| Akkerbouw       | 7 studies<br>76 datapunten | 0,62                            | 0,82         | 24,1<br>(16,9)* | 0,65          | 0,47 – 0,90 |
| Gemengd bedrijf | 6 studies<br>42 datapunten | 0,79                            | 0,82         | 33,3<br>(18,3)* | 0,69          | 0,46 – 1,06 |

( ) =  $\chi^2_{df-1}$ ,  $\alpha = 0,05$

\* Between study variabiliteit significant

BI = betrouwbaarheidsinterval

Bij de opsplitsing naar meetmethode (zie Tabel 13) vinden we voor de klassieke meetmethoden (o.b.v. drainagepijpen, poreuze cups of lysimeters) opnieuw een random effect en een breed betrouwbaarheidsinterval. De studies die de uitloging simuleerden vertonen een vaste effectgrootte (geen heterogeniteit) van 0,85 (dus 15% lagere N-uitloging) en een kleiner betrouwbaarheidsinterval.

**Tabel 13. (Log) respons ratio N-uitloging in biolandbouw versus conventionele o.b.v. data uitgedrukt in kg/ha en opgesplitst naar meetmethode**

| Meetmethode                             | Aantal datapunten          | N-uitloging (bio/conventioneel) |              |                |               |             |
|-----------------------------------------|----------------------------|---------------------------------|--------------|----------------|---------------|-------------|
|                                         |                            | Niet gewogen                    | Fixed effect | Q              | Random effect | BI          |
| Drainage pijpen/poreuze cups/lysimeters | 8 studies<br>82 datapunten | 0,74                            | 0,72         | 53<br>(27,6)*  | 0,69          | 0,52 – 0,91 |
| Simulatie                               | 4 studies<br>28 datapunten | 0,58                            | 0,85         | 9,00<br>(12,6) | /             | 0,70 – 1,02 |

( ) =  $\chi^2_{df-1}$ ,  $\alpha = 0,05$

\* Between study variabiliteit significant

BI = betrouwbaarheidsinterval

Gezien de veelheid aan bodemtypes (zoals zand, lemig zand, zandig leem, leem, kleiig leem en klei) gerapporteerd in de studies is een opsplitsing naar bodemtype niet werkbaar. Hetzelfde geldt voor de regio's waar de studies plaatsvonden (4 Deense, 3 Duitse, 3 Zweedse,



2 Finse, 2 Noorse, 2 uit de UK, 1 Belgische, 1 uit de VS, uit Hongarije, Nederland, Litouwen, Nieuw Zeeland).

### 2.3.3 Nitraatuitloging in mg/l – sign test en meta-analyse

De selectiecriteria blijven dezelfde. Vijf studies leverden in totaal 54 datapunten aan. Van de 27 verschillen zijn er 20 negatief (i.e. bio lagere uitloging dan gangbaar). De kans dat dit op willekeur berust is 0,0066 of quasi onbestaande.

Voor de meta-analyse waren slechts drie studies geschikt, de data (zie Tabel 14) dienen dus ook met voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd. De grenzen van het betrouwbaarheidsinterval lopen van 19 tot 66% lagere uitloging in mg/l.

**Tabel 14. (Log) respons ratio N-uitloging in biolandbouw versus conventionele o.b.v. data uitgedrukt in kg/ha**

|                       | Nt gewogen    | Fixed effect | Q                | Random effect               | BI          |
|-----------------------|---------------|--------------|------------------|-----------------------------|-------------|
| N-uitloging (bio/con) | 0,567<br>-43% | 0,539        | 10,53<br>(7,81)* | <b>0,523</b><br><b>-47%</b> | 0,34 – 0,81 |

( ) =  $\chi^2_{df-1}$ ,  $\alpha = 0,05$

\* Between study variabiliteit significant

BI = betrouwbaarheidsinterval

## 2.4 Conclusie

De waarden uit de verschillende studies zijn erg heterogeen, hetgeen erop wijst dat omgevingsfactoren (zoals klimaat, bodemtype e.d.) een sturende rol spelen. Toch kan besloten worden dat conventionele landbouw een hogere nitraatuitloging vertoont dan biologische landbouw, hetgeen kan gelinkt worden aan drijvende krachten zoals een hogere meststofgift, minder gebruik van groenbedekkers, een lagere C/N-verhouding en een hogere veebezetting.

## 3 Fosfaatuitloging

Koen Mondelaers

### 3.1 Inleiding

De vruchtbaarheidstoestand van de Vlaamse landbouwbodems is hoog, tengevolge van de jarenlange toepassing van anorganische meststoffen en dierlijke mest (Van den Bossche et al., 2005). Hierdoor ontstaan er overschotten aan fosfor (P) in de bodem, met versnelde eutrofiëring van oppervlakte- en grondwater tot gevolg. Erosie en afvloeiing zijn, in de meeste omstandigheden, de belangrijkste verliesposten voor P, gezien de lage mobiliteit van P in de bodem (Van de Bossche et al., 2005). Van den Bossche et al. (2005) argumenteren echter dat in de Vlaamse context dit niet noodzakelijk zo is, aangezien we hier een eerder vlakke topografie hebben. Het grote aandeel zandbodems in combinatie met de rijkdom aan P maakt dat onze bodems bevattelijk zijn voor P uitloging.

Van Gijseghe et al. (2002) rapporteren verder dat het aandeel van de Vlaamse landbouw in de totale P-emissie 85,4% bedraagt. Zij tonen verder aan dat de extra kosten die dit volgens hen meebrengt voor de zuivering van ons drinkwater rond de 800 000€ per jaar bedraagt.

De vraag rijst dus in hoeverre de biologische landbouwpraktijken leiden tot een reductie in de P-uitloging.

### 3.2 Toestand

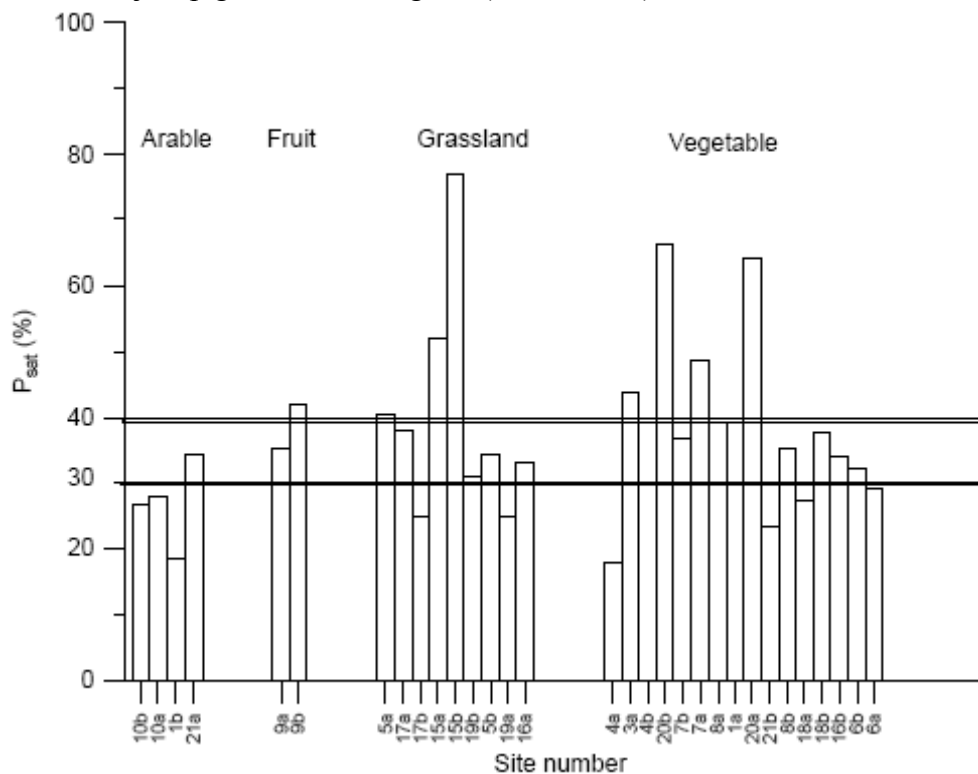
Is er een verschil in P-uitloging vaststelbaar tussen biologische en gangbare bedrijven? Slechts weinig studies hebben zich tot nu toe over deze vraag gebogen. We vonden 3 studies die rechtstreeks a.d.h.v. gepaarde proeven verschillen in uitloging (in kg/ha) rapporteerden (Sileika and Guzys (2003, drainagepijpen, 4j), Torstensson et al. (2006, drainagepijpen, 6j) en Ekholm et al. (2005, simulatie)), met in totaal 18 gepaarde datapunten. Niet gewogen zou de uitloging in bio bijna 40% hoger liggen. Gewogen (o.b.v. de standaardafwijking) is dit 22%. Echter, door de significante heterogeniteit tussen deze 3 studies, dient er een aanpassing te gebeuren van de wegingsfactor (random effect i.p.v. fixed effect), waardoor de uitloging bij bio 27,2% meer zou bedragen. Het 95% betrouwbaarheidsinterval geeft daarbij een verhouding bio versus conventioneel aan tussen 97 en 167%. Bij verwijdering van de studie die de uitloging via simulatie heeft bepaald, verdwijnt de heterogeniteit en wordt het verschil tussen beide systemen kleiner (20, 3% meer uitloging in bio).

Enige duiding is hier op zijn plaats. De hier gerapporteerde cijfers betreffen relatieve cijfers. In de studie van Torstensson et al. bedraagt de gemeten P-uitloging gemiddeld 0,17 kg/ha voor het biologische systeem en 0,14 kg/ha voor het gangbare, hetgeen een klein absoluut verschil van 0,03 kg/ha betekent. In de studie van Sileika en Guzys (2003) is het absolute verschil 0,04 kg/ha, hetgeen ook minimaal is. In de studie van Ekholm et al. (2005) bedraagt het absolute verschil tussen beide systemen 0,3 kg/ha. Zoals aangegeven in Platteau et al. (2005), wordt als middellange termijn doelstelling (2010) voor fosfor (P) een overschot op de bodembalans van 3,6 kg P/ha vooropgesteld (MIRA-S, 2000). Het overschot in 2004 bedroeg 10,9 miljoen kg P of 17,3 kg P/ha en is bijgevolg nog 8,7 miljoen kg P of 13,7 kg P/ha verwijderd van het doelniveau. Deze cijfers duiden aan dat voorzichtigheid is geboden bij interpretatie van resultaten. Verder kunnen we stellen dat op basis van voorgaande studies

geen éénduidige conclusie kan getrokken worden, gezien de verschillen in uitgelopen hoeveelheden P verwaarloosbaar klein waren.

Doordat weinig studies het verschil in P-uitloging rechtstreeks meten, is het gebruik van proxies aangewezen. Sharpley and Menzel (1987), Finck (1992) en Edwards and Withers (1998) argumenteren dat P niet gemakkelijk uitloopt uit de bodem en dat de belangrijkste factoren voor P-verliezen erosie en oppervlakteafstroming zijn. Ze stellen zich verder vragen bij het gebruik van de P balans als proxy. Zowel Clark et al. (1998) en Djodjic et al. (2005) stelden een positief verband vast tussen de P balans en P uitloging. Loes and Ogaard (2001) en Hansen et al. (2001) gebruiken de P-balans als indicator voor P-beschikbaarheid. Zoals in de inleiding aangegeven is de P-uitloging in Vlaanderen mogelijk wel belangrijk.

Gezien dit onderzoek zich specifiek richt op Vlaanderen, is het relevant de studie die in Vlaanderen rond deze thematiek uitgevoerd werd, kort toe te lichten. Van Den Bossche et al., (2005) gebruikten de beschikbare P als proxy voor de P uitloging. Ze berekenden de bodem P saturatie ( $P_{sat}$ ), waarmee het gevaar voor uitloging kan ingeschat worden. De bodem P saturatie drukt de hoeveelheid P in de bodem uit t.o.v. P sorptiecapaciteit van die bodem. Regio's met risico op P uitloging hebben een  $P_{sat}$  tussen 30% en 40%. Een  $P_{sat}$  -waarde boven de 40% wijst op gesatureerde regio's (VLM, 1997).



**Figuur 5. Graad van fosfaatsaturatie (%) in bodems van biologische landbouwbedrijven (Van den Bossche et al., 2005).**

Zoals aangegeven in Figuur 5, is het gevaar voor fosfaatuitloging vooral groot op biologische grasland- en tuinbouwpercelen. De gemiddelde  $P_{sat}$  waarde voor de biologische percelen in deze studie (37%) ligt lichtjes beneden het Oost-Vlaamse gemiddelde (39%), hetgeen opmerkelijk is aangezien een relatief groot aandeel biologische tuinbouwpercelen in de studie zijn opgenomen, die normaalgezien een hoge P-input ontvangen. Toch wordt ook bij de biologische percelen de 40% grens regelmatig overschreden, wat wijst op P gesatureerde

bodems. Van den Bossche et al. maakten ook de vergelijking met gangbare akkerbouwpercelen uit de regio van Oost-Vlaanderen, op basis van cijfers van de Belgische Bodemkundige Dienst. In het algemeen blijkt de beschikbare P zowel voor de gesampelde biologische akkerbouwpercelen als voor de conventionele landbouw hoog tot zeer hoog, en zeker niet limiterend voor de gewasgroei. Verder lijkt het erop dat de status van beschikbare P gelijkaardig is op biologische en conventionele bedrijven, en dat biologische landbouwpraktijken de P concentratie in de bodem nog niet beïnvloed hebben.

Een Engelse studie van Goulding et al. (2000) rapporteert dat 39% van de bodems van biologische bedrijven in de UK slechts een 'Olsen' P index van 0 of 1 halen, hetgeen een P deficit voor de meeste gewassen betekent. Dubbel lactaat extractie van P toonde verder aan dat zelfs 86% van deze bodems deficiënt in P waren. Ter vergelijking, slechts 15% van de gangbare bedrijven vertoonden een Olsen P van 0 of 1. Ook Haraldsen et al. (2000, Noorwegen) merkten een terugval in beschikbare P bij conversie naar biologische landbouw. Loes en Ogaard (2001) stelden hetzelfde vast tijdens een lange termijnproef (6 tot 12 jaar) op 5 biologische bedrijven. Zij toonden verder aan dat het verlies van P in de toplaag van de bodem redelijk goed kon verklaard worden aan de hand van P balansen. Deze resultaten betekenen dat, gezien het P-overschot op de balans in Vlaanderen, biologische landbouw hier een positieve bijdrage kan leveren.

### 3.3 Drijvende kracht – de P Balans

De grootste verschillen in managementpraktijken zijn:

- het gebruik van minerale meststoffen in gangbare landbouw;
- in bio wordt P vooral toegediend via organische mest (compost en stallmest);
- in bio gebruikt men weinig rotsfosfaat;
- in bio is de P input lager.

In wat volgt gebruiken we de P-balans als proxy voor de P saturatie en het risico op P-uitloging, hetgeen o.a. ook door Clark et al. (1998) werd gedaan.

Voor de meta-analyse rond P-input werden volgende criteria gebruikt: studies van na 1992, peer reviewed, (semi) paired en zelfde meeteenheid (kg P/ha). Op die manier werden 12 publicaties opgespoord met in totaal 66 datapunten. 9 publicaties rapporteerden de P output (in kg P/ha, 62 datapunten) en 11 publicaties (met in totaal 96 datapunten) de P balansen.

Voor wat P input betreft vertonen de studies onderling een significante variabiliteit (zie Q-statistiek in Tabel 15), daarom is berekening van het random effect aangewezen. We vinden een gemiddelde P input die 30% lager is dan op het vergelijkbare gangbare bedrijf. De grenzen van het brede betrouwbaarheidsinterval duiden op een verschil van 0 tot 52%. Voor de P output wordt een fixed effect vastgesteld, de studies vertonen dus geen significante heterogeniteit en beschrijven eenzelfde vaststaand fenomeen. Het verschil tussen bio en gangbaar bedraagt 20% en de grenzen van het betrouwbaarheidsinterval zijn vrij nauw (van 14 tot 25% lager).

**Tabel 15 Meta-analyse: (Log) respons ratio P input en P output bio versus gangbaar**

|                         | Nt<br>gewogen | Fixed effect | Q           | Random<br>effect    | BI          |
|-------------------------|---------------|--------------|-------------|---------------------|-------------|
| P in (ratio<br>bio/con) | 0,88          | 0,92         | 79,5 (15,5) | 0,70<br>(30% lager) | 0,48 – 1,03 |

|                       |      |                     |              |   |             |
|-----------------------|------|---------------------|--------------|---|-------------|
| P out (ratio bio/con) | 0,77 | 0,80<br>(20% lager) | 13,74 (15,5) | / | 0,75 – 0,86 |
|-----------------------|------|---------------------|--------------|---|-------------|

BI = betrouwbaarheidsinterval

Zoals hogerop aangegeven, vinden we ook in onze meta-analyse voor biologische landbouw regelmatig (5 op 11 studies) een deficit op de P balans. Dit heeft voor onze meta-analyse tot gevolg dat de log respons ratio niet kan bepaald worden (ln van een negatief getal niet mogelijk). Wat wel kan bepaald worden is de Cohen's d, het gestandaardiseerde verschil van de gemiddelden (Cohen, 1988).

$$d = M_1 - M_2 / \sigma_{\text{pooled}} \cdot (1 - 3 / 4m-1) \quad (1)$$

$$\sigma_{\text{pooled}} = \sqrt{[(\sigma_1^2 + \sigma_2^2) / 2]} \quad (2)$$

Cohen's d is een maat voor de overlap tussen de experimentele en de controlegroep. Een effectgrootte van 0,0 duidt erop dat de verdeling van de P balanswaarden van de biobedrijven volledig overlappen met deze van de gangbare bedrijven. Een effect grootte van 1,7 wijst op een non-overlap van 75,4% in de 2 distributies. Onze biologische P balans toont totaal geen overlap met de gangbare en is kleiner (negatief teken).

**Tabel 16. Meta-analyse: Cohen's d P Balans bio versus gangbaar**

|                      | Fixed effect | Q           | Random effect | BI              |
|----------------------|--------------|-------------|---------------|-----------------|
| P balans (Cohen's d) | -3,80        | 3,87 (7,81) | /             | -1,27 tot -6,30 |

( ) =  $\chi^2_{df-1}$ ,  $\alpha = 0,05$

BI = betrouwbaarheidsinterval

### 3.4 Conclusie

Gezien het beperkte aantal beschikbare studies is er geen eenduidige conclusie voor de P uitloging op biologische bedrijven t.o.v. vergelijkbare gangbare bedrijven. Wel zijn er aanwijzingen dat de P uitloging lager is op biologische bedrijven.

Indien we de P balans als proxy nemen, blijkt er duidelijk een lagere P input, P output en zelfs regelmatig een negatieve P-balans voor biologische bedrijven, uitgedrukt in kg/ha. De belangrijkste drijvende kracht is de lagere meststofgift op biologische bedrijven. Een negatieve P-balans betekent dat bij biologische landbouw netto P uit de bodem wordt onttrokken. Een te hoge P-voorraad in de bodem kan aldus weggewerkt worden. Op lange termijn moet rekening gehouden worden met een mogelijk P-deficit en moet de fosforgift bijgestuurd worden.

## 4 Biodiversiteit

Koen Mondelaers

### 4.1 Inleiding

In het internationale Verdrag inzake biologische diversiteit dat in 1992 in Rio de Janeiro werd getekend (UN, 1992), werd biodiversiteit gedefinieerd als bestaande uit verschillende soorten biologische elementen op verschillende niveaus, d.w.z. als "de gevarieerdheid tussen alle levende organismen uit alle bronnen, met inbegrip van o.a. terrestrische ecosystemen, zee- en andere waterecosystemen en ecologische samenstellingen waarvan zij deel uitmaken; onderdeel hiervan zijn ook de diversiteit binnen soorten, tussen soorten en van ecosystemen". Biologische diversiteit bestaat niet alleen uit gevarieerdheid tussen soorten, maar ook uit genetische variatie binnen soorten en variatie tussen gemeenschappen van soorten, habitats en ecosystemen. De elementen van biodiversiteit - groot of klein, zeldzaam of veel voorkomend - dragen allemaal bij aan de universele processen van productie, behoud en regulering van leven. Belangrijke veranderingen, verlies of achteruitgang van biodiversiteit kunnen dus economische, sociale en culturele gevolgen en kosten hebben naast diepe ecologische, ethische en esthetische implicaties (Eu report biodiversiteit).

Een hoge biodiversiteit nastreven in agrarische gebieden is van belang gezien de natuurlijke bufferfunctie ervan. Deze functie omvat o.a. recyclage van nutriënten, controle van het lokale microklimaat, regulering van de lokale hydrologische processen, regulering van de aanwezigheid van ongewenste organismen, detoxificatie van schadelijke chemicaliën, genetisch uitgangsmateriaal voor gewasverbetering (Harlan, 1975, Altieri, 1994). In intensieve systemen is de natuurlijke bufferfunctie weg, waardoor er nood is aan (kostelijke) externe inputs voor regulering. Dit heeft ook een dalende bodem-, water- en voedselkwaliteit (Swift en Anderson, 1993) tot gevolg.

In België wordt 57,5% van de grondoppervlakte gebruikt als landbouwgrond (NIS, 2006). Een groot deel van onze biodiversiteit treffen we dus aan op land dat primair bestemd is voor voedselproductie. Vanaf midden vorige eeuw werd onze landbouw gekenmerkt door een proces van intensificatie, met als doel zoveel mogelijk primair product beschikbaar te maken voor de mens, hetgeen resulteerde in semi-artificiële ecosystemen die continu menselijke interventie vereisen. De laatste decennia maken steeds meer publicaties melding van een daling in de soortenrijkdom op en rond de velden van Europese landbouwbedrijven, waardoor een groeiende bezorgdheid ontstaat over de duurzaamheid van de huidige intensieve landbouwpraktijken. Een potentiële oplossing voor dit verlies aan biodiversiteit kan liggen in het promoten van alternatieve, ogenschijnlijk duurzamere systemen zoals biologische landbouw, onder andere via ondersteuningsmechanismen van overheidswege. De centrale vraag blijft echter of de steun aan deze systemen gerechtvaardigd is, of, anders uitgedrukt, deze alternatieve systemen een positievere invloed hebben op de biodiversiteit dan het conventionele systeem. In het ideale geval wordt, naast het aangeven van een richting, ook een grootte toegekend aan het verschil in effect op biodiversiteit van beide systemen. Na een eerste descriptieve en kwalitatieve screening van de bestaande literatuur, wordt, door middel van een meta-analyse, de richting en grootte van dit effect kwantitatief bepaald.

Deze paragraaf is opgebouwd rond de volgende onderzoeksvraag/hypothese:

1. Is de biodiversiteit (soortenrijkdom, genenrijkdom, abundantie binnen bepaalde soorten) op en rond biologische bedrijven **hoger** dan op vergelijkbare conventionele bedrijven?

Het antwoord op deze vraag zou 'nee' kunnen zijn. Zelf in dat geval kan biologische landbouw op vlak van biodiversiteit een positieve maatschappelijke bijdrage leveren, wanneer andere soorten voorkomen dan diegene die men in de gangbare landbouw aantreft:

2. Zorgt het bestaan van biologische landbouw (naast conventionele) voor méér biodiversiteit? Dus, is de biodiversiteit **anders** op en rond biologische bedrijven?

## 4.2 Drijvende krachten

In deze studie zijn we erin geïnteresseerd te weten of de verschillen in landbouwpraktijken (de 'drivers') verschillen in biodiversiteit (de 'state') kunnen verklaren. Stockdale et al. (2006) nuanceren het belang van managementpraktijken en benadrukken de invloed op biodiversiteit van enkele moeilijk te veranderen factoren zoals klimaat, regio, topografie, diepte, stenigheid, mineralogie en textuur van de bodem. Zij gaan verder in hun review uitgebreid in op de verschillende managementpraktijken die biodiversiteit beïnvloeden.

Naast het onmiskenbare belang van omgevingsfactoren, wordt biodiversiteit op en rond het landbouwbedrijf beïnvloed door deze managementpraktijken en maatregelen. De relatie tussen biodiversiteit en het toegepaste landbouwmanagementsysteem is daarbij **endogeen** van aard (i.e. de causaliteit loopt in 2 richtingen). Zo beïnvloedt het toepassen van chemische gewasbeschermingsmiddelen of minerale meststoffen de biodiversiteit op en rond het veld. Minder biodiversiteit kan echter ook minder interne buffer en balans betekenen, waardoor systemen sneller uit evenwicht geraken en externe bijsturing noodzakelijk wordt (via bemesting of gewasbescherming).

De beïnvloedende maatregelen situeren zich op verschillende ruimtelijke niveaus. In een review van Benton et al. (2003) worden per niveau de belangrijkste oorzaken van de 'homogenisering' binnen de Europese landbouw toegelicht. De evolutie naar homogenisering staat hierbij synoniem voor een verlies aan biodiversiteit. Op landelijk niveau is het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid binnen de EU een bepalende factor voor het verschil in agrarische intensifiëring tussen EU- en niet-EU-lidstaten. Op regionaal en bedrijfsniveau onderscheidt men de evolutie naar meer gespecialiseerde en meer geconsolideerde bedrijven. Op perceelsniveau stelt men vereenvoudigde teeltrotaties vast, alsook het verminderen van de niet beteelde oppervlakte en het verwijderen van de scheidingen tussen de akkers. Binnen het perceel zijn de belangrijkste sturende krachten de doorgedreven mechanisatie, het gebruik van agro-chemicaliën, drainage en irrigatie, gewasveredeling, grasland verbetering, verhoogde graasintensiteit en –duur op de verbeterde graslanden.

De managementpraktijken toegepast op biologische bedrijven verschillen op een aantal vlakken van de conventionele. Onderstaande tabel, gebaseerd op Hole et al. (2005), vat de biologische managementpraktijken en hun effect samen die een mogelijk verschil in biodiversiteit met het gangbare landbouwsysteem veroorzaken.

**Tabel 17. Biologische landbouwpraktijk als driver en waarschijnlijk effect op biodiversiteit**

| Landbouwpraktijk                                                                                       |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Waarschijnlijk effect op biodiversiteit                                                                |
| <b>Verbod op gebruik chemische gewasbeschermingsmiddelen</b>                                           |
| - vermijdt directe en indirecte effecten op doel- en niet-doelorganismen                               |
| - directe effecten: herbiciden zijn een significante factor in de achteruitgang van vele eens algemeen |

voorkomende veldbloemen; insecticiden hebben een grote negatieve invloed op invertebrate gemeenschappen, waaronder anecische aardwormen, vlinders en epigeïsche arthropoden;  
 - indirecte effecten: Verwijderen van plantaardige voedselbronnen en verandering van het microklimaat: negatieve invloed op invertebrate populaties; Reductie in planten zaad voedselbronnen en voorkomen van invertebraten: significante factor in de achteruitgang van een reeks weidevogelsoorten (grijze patrijs, goudspecht,...) en mogelijk een negatief effect op zoogdieren zoals spitsmuis, bosmuis en das

### **Verbod op minerale meststoffen**

- biologische managementopties (zoals dierlijke en groenbemesting, teeltrotatie en grasklaver) verhinderen schadelijke impact op biodiversiteit van hoge dosissen inorganische meststoffen  
 - effecten zijn eerder indirect: door de versnelde gewasgroeisnelheden concurreert het gewas trager groeiende onkruiden weg; stijging in de structurele dichtheid van het gewas verandert het microklimaat op bodemniveau met potentieel negatieve consequenties voor invertebrate fauna; het limiteert ook de fourageer- en nestmogelijkheden van vogelsoorten;

### **Mechanische onkruidbestrijding**

- betekent het slepen van tanden en schoffels over de bodem om jong onkruid te verwijderen  
 - dikwijls minder efficiënt dan het gebruik van herbiciden, waardoor het bijdraagt tot een grotere verspreiding van flora anders dan het hoofdgewas, en indirect grotere dichtheden van arthropoden mogelijk maakt;  
 - onder bepaalde omstandigheden kan het heel effectief zijn, gebruik op grote schaal kan leiden tot de afname van langlevende winter eenjarigen en ondersteuning van kortlevende zomer eenjarigen, wat mogelijk kan leiden tot een armere onkruidflora  
 - kan grote sterfte veroorzaken onder eieren en kuikens van grondnestelende vogelsoorten

### **Stalmest en groenbemesting**

- dierlijke mest en groenbemesting (het inploegen van niet geoogste gewasresten) wordt gebruikt om N en andere elementen te vervangen en de bodem organische stofinhoud op te bouwen  
 - ondersteunt over het algemeen een grotere verspreiding van invertebraten die zich primair voeden met ongedegradeerde plantendelen (zoals aardwormen, carabiden (grondkevers) en meer diverse microbiële gemeenschappen)  
 - het kan ook resulteren in een onvoldoende N-inputs, hetgeen kan leiden tot zwakke gewas- en onkruidgroei en de ontwikkeling van een ongunstig microklimaat en een verarmde invertebratengemeenschap

### **Minimale bewerking**

- houdt het gebruik in van schijf- of tandeggen om het bodemoppervlak te bewerken zonder de grond fysiek te keren  
 - vermijdt schadelijke effecten van inversieploegen waarbij invertebrate populaties (zoals aardwormen, spinnen, collembolla en andere macrofauna) worden blootgesteld aan fysieke afbraak, uitdroging, voedselschaarste en predatoren  
 - het kan een negatieve impact hebben op carabiden, die vaak in grotere getale aangetroffen worden op geploegde velden  
 - het kan de plantengemeenschappen wijzigen: minimale bewerking lijkt eenjarige onkruiden te begunstigen, terwijl meerjarige breedbladige kruiden meer voorkomen onder een ploegregime, tengevolge van verschillen in de langlevendheid van het zaad en soortspecifieke kiemingspatronen  
 - effect op vertebraten is grotendeels onbekend, er is enig bewijs dat minimale bewerking vogelgemeenschappen ten goede komt

### **Tussenteelt en onderzaaien**

- beide kunnen gebruik worden in een rotatie om onkruiden te onderdrukken en gewasopbrengsten te verhogen;  
 - onderzaaien vergroot de vegetatiestructuur en de heterogeniteit, met een positieve invloed op invertebrate populaties (zoals bladwespen, carabiden en spinnen); het voorziet op die manier ook in grotere invertebrate voedselvoorraden voor vogels en zoogdieren;  
 - opeenvolgende gewasstoppen gedurende de winter kunnen een gelimiteerde toegang tot graanetende vogels betekenen omdat minder bodemoppervlakte wordt blootgesteld;  
 - de effecten van tussenteelt op biodiversiteit blijven grotendeels onbekend: het vergroten van de heterogeniteit kan verhoogde diversiteit onder invertebraten begunstigen, zoals bv. polyfage predatoren

### **Akkerrandbeheer, beheer van hagen en habitatcreatie**

- wordt actief aangemoedigd in biologisch lastenboek om populaties van natuurlijke vijanden te ondersteunen  
 - akkerranden en keverbanken: stimuleren de ontwikkeling en ondersteuning van grotere, meer diverse invertebraat-gemeenschappen; voorzien in overwinteringsplaatsen en schuilplaatsen na de oogst; ondersteunen een meer diverse veldflora; voorzien in belangrijke nest- en voedselhabitats voor vogels en kleine zoogdieren;  
 - positief beheer van hagen: de gereduceerde herbicidedrift belet de verarming van de haagbodem; het resulteert in grotere plantendiversiteit en gestegen invertebratenpopulaties; breedte en structurele diversiteit zijn positief geassocieerd met hoeveelheid en soortenrijkdom van nestelende vogels; het voorziet ook in schuilplaatsen voor



|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| zoogdieren                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| - hagen en andere niet-gewas habitats voorzien in verspreidingsgangen en eilanden in anders gefragmenteerde landschappen, hetgeen de verstrooiing van vogelsoorten, zoogdieren en kevers vergemakkelijkt                                                                                                                                                                                                                          |
| - bepaalde vogelsoorten verkiezen minder hoge hagen (grasmus, kneu, veldleeuwerik en kieviet)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
| <b>Klein veldoppervlak</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| - de vereiste van veestapelbestendige grenzen in conventionele gemengde en biologische bedrijven leidt waarschijnlijk tot gemiddeld kleinere veldoppervlakten dan in gespecialiseerde akkerbouwbedrijven                                                                                                                                                                                                                          |
| - er is bewijs dat kleinere velden een grotere biodiversiteit per oppervlakte-eenheid vertonen (vnl. ten gevolge van een hoger percentage niet-gewas habitats tussen de individuele veldjes): voorkomen en diversiteit van carabiden, spinnen en veldflora daalt met de afstand van de veldranden; grote velden ondersteunen minder diverse spinnengemeenschappen; dichtheid aan hazen is hoger op bedrijven met kleinere velden. |
| <b>Zomergraan</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| - vertraagde ontwikkeling van in de lente gezaaide graangewassen (in vergelijking met herfstgezaaide) produceert een korter, minder dicht gewas in het vroege en het middenseizoen, hetgeen het meest geprefereerde kweek- en foerageergebied is voor verschillende vogelsoorten (bv. veldleeuwerik, kieviet, grauwe gors)                                                                                                        |
| - het zaaien in de lente resulteert frequent in stoppelvelden die gedurende een deel van of de hele winter blijven liggen, waardoor in de lente kiemende eenjarige onkruiden kunnen kiemen (zoals korenbloem, rode hennepnetel en gele ganzenbloem); het voorziet ook in een cruciale winter voedingsbron voor zaadetende vogels zoals grauwe gors en cirlegors                                                                   |
| <b>Gewasrotatie</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |
| - houdt het planten in van een bepaalde gewassequentie, waaronder ook tijdelijk grasland, primair toegepast om onkruiden en andere plagen en ziekten te beheersen en om de bodemvruchtbaarheid te verbeteren door inclusie van een leguminose                                                                                                                                                                                     |
| - de aanwezigheid van een grasklaver mix verhoogt de populaties van niet schadelijke vlindersoorten significant; onderzaaien vergroot invertebrate populaties;                                                                                                                                                                                                                                                                    |
| - gestegen gewasdiversiteit kan ten goede komen aan een hele reeks soorten die een structureel diverse habitat vereisen zoals veldleeuwerik, kievit, haas                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| <b>Mengteelt</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| Het voorkomen van akkervelden in nabijheid van weide-elementen heeft waarschijnlijk significante voordelen voor biodiversiteit over verschillende taxa, want het verhoogt de habitat heterogeniteit zowel in tijd als ruimte                                                                                                                                                                                                      |
| Bron: Hole et al. (2005)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |

De review van Stockdale et al. (2006) gaat ook uitgebreid in op deze managementpraktijken en welke soorten er specifiek door beïnvloed worden. Verder maken zij een kwalitatieve (nogal arbitraire) vergelijking tussen de biologische en conventionele praktijken toegepast in verschillende landbouwtypes (zoals intensieve veeteelt, extensief grasland, akkerbouw, tuinbouw). Figuur 6 geeft een voorbeeld voor de tuinbouw.

|                            | Tuinbouw                                                                             |               |
|----------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|---------------|
|                            | Biologisch                                                                           | Conventioneel |
| Meststof                   |  |               |
| Dierlijke mest             |  |               |
| Biocide                    |  |               |
| Grondbewerking             |  |               |
| Graasintensiteit - vee     |  |               |
| Graasintensiteit - schapen |  |               |
| Gebruik gras - klaver      |  |               |

**Figuur 6. Vergelijkende weging van de verschillende praktijken tussen biologische en conventionele tuinbouwsystemen (Stockdale et al., 2006)**

### **4.3 Biodiversiteit: de state**

Voor een algemene beschrijving van de biodiversiteitstoestand op en rond de Vlaamse landbouwbedrijven vatten we enkele kerncijfers samen uit het Natuurrapport (NARA, 2005) en het Landbouwrapport (Platteau et al., 2005). Voor een meer gedetailleerde beschrijving verwijzen we naar deze rapporten. In Vlaanderen treffen we een 20-tal vogelsoorten aan die specifiek gebonden zijn aan het landbouwbiotoop. Tien hiervan zijn verdwenen of achteruitgegaan, terwijl zes (of 30%) vooruitgang hebben gemaakt (t.o.v. 58% in andere biotopen). Het aantal vlindersoorten is sinds 1900 met een kwart gedaald (van 64 naar 47) en verder is 50% bedreigd. Vlaanderen heeft daarbij het hoogste aantal uitgestorven soorten in Europa (Dumortier et al., 2003). Een 132 (9,2%) soorten vaatplanten zijn specifiek gebonden aan akkergebieden, waarvan 72 specialisten en 60 generalisten. Het aantal soorten dat gebonden is aan intensief bewerkte akkers is uitermate klein (18) en geen van deze soorten is bovendien bedreigd. Intensivering gaat dus gepaard met een afname van de soortenrijkdom. Akkers met zeldzame akkerkruiden vormen het primaire biotoop voor 12 Rode Lijstsoorten, waarvan elf specialisten.

Rekening houdend met de onderzoeksvragen maken we bij de beschrijving van het verschil in biodiversiteit een onderscheid tussen ‘meer biodiversiteit’ en ‘andere biodiversiteit’. Verder maken we een onderscheid tussen biodiversiteit binnen landbouwgewassen en –huisdieren en wilde fauna en flora in de velden, graslanden en aangrenzende oppervlaktewateren. Terwijl in conventionele veelteelt steeds meer Belgisch witblauw wordt gekweekt (33% in 1985 tegenover 51% in 2000, NIS), wordt in biologische landbouw vooral met de rassen Limousin (ongeveer 70%) en Blonde d’Acquitaine ( $\pm$  25%) gewerkt, wegens het verbod op systematische keizersneden in biologische landbouw. Het gebruik van het Rood van België, dat op de FAO lijst van bedreigde rundersoorten staat (FAO, 2000), is ondertussen gedaald van 6% in 1985 naar 1% in 2000 (TAPAS, 2002).

Verskillende reviews hebben zich de laatste jaren toegelegd op de vraag of er een verschil in biodiversiteit (state) merkbaar is tussen biologische en gangbare bedrijven. De meeste van deze reviews zijn eerder beschrijvend. De review van Bengtsson et al. (2005) daarentegen is een meta-analyse. In onderstaande paragrafen vatten we de resultaten van de 3 belangrijkste reviews kort samen. Voor de review van Stockdale et al. (2006) verwijzen we naar voorgaande paragraaf ‘Drijvende krachten’.

Voor de review van de Soil Association (2000) werden 23 studies geselecteerd, waarvan 9 in detail werden gereviseerd en 14 samengevat. De methodologische kenmerken van deze studies kunnen als volgt samengevat worden:

- meerjarige veldproeven over verschillende bedrijven
- biologische en conventionele sites gepaard (3 tot 31/studie)
- steekproeven binnen en naast de velden
- aantal organismen/soort en/of soortenrijkdom
- meestal berekening statistische significantie
- 8 studies van voor 1992

Tabel 18 vat de belangrijkste bevindingen van de Soil Association review samen. Hieruit blijkt duidelijk een positieve invloed van het biologisch managementsysteem op de soortenrijkdom en abundantie binnen soorten.

**Tabel 18. Samenvatting resultaten van de Soil Association Review (2000)**

| Biosites             | Voorkomen                                                                      | Soortenrijkdom                                    |
|----------------------|--------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------|
| <b>Planten</b>       | 5x meer biomassa van wilde planten, meer zeldzame planten                      | 57% meer wilde plantensoorten, 2x zoveel zeldzame |
| <b>Invertebraten</b> | 1,6x meer arthropoden<br>3x meer onschadelijke vlinders<br>1 à 5x meer spinnen | 1 a 2x meer spinnen in graanvelden                |
| <b>Vogels</b>        | 25% meer vogels aan de gewasrand, 44% meer in het veld etc.                    |                                                   |

De meest spraakmakende review van de laatste jaren rond dit thema werd uitgevoerd door Hole et al. (2005). Zij screenen 76 studies, waarin bedrijven paarsgewijs aan elkaar gekoppeld waren. In hun analyse rangschikten zij de studies volgens het gerapporteerde effect van biologische landbouw op de verschillende soorten in vergelijking met conventionele landbouw. Tabel 19 vat hun resultaten samen. Zo vonden zij 7 studies waarin biologische landbouw een positiever effect heeft op de soortenrijkdom en/of het voorkomen van vogels, en 2 studies die geen éénduidige conclusies konden trekken. Ook Hole et al. Rapporteren een duidelijk positiever effect van het biologisch landbouwsysteem op de biodiversiteit. Als belangrijkste oorzaken halen zij het effect van de managementpraktijk aan (zie ook deel drivers).

**Tabel 19: Samenvatting van de effecten van biologische landbouw op het individuele taxon in vergelijking met conventionele landbouw**

| Taxon              | Positief | Negatief | Gemengd/geen verschil |
|--------------------|----------|----------|-----------------------|
| Vogels             | 7        |          | 2                     |
| Zoogdieren         | 2        |          |                       |
| Vlinders           | 1        |          | 1                     |
| Spinnen            | 7        |          | 3                     |
| Aardwormen         | 7        | 2        | 4                     |
| Kevers             | 13       | 5        | 3                     |
| Andere arthropoden | 7        | 1        | 2                     |
| Planten            | 13       |          | 2                     |
| Bodem microben     | 9        |          | 8                     |
| Totaal             | 66       | 8        | 25                    |

(Bron: Hole et al., 2005)

Een volledige meta-analyse rond de verschillen in biodiversiteit op en rond biologische en gangbare bedrijven werd uitgevoerd door Bengtsson et al. (2005). Zij gebruikten literatuur van voor 2002, en baseerden zich op de databases beschikbaar aan de Zweedse universiteit voor landbouwwetenschappen, Uppsala. Ook zij werkten met gepaarde studies, in totaal 63. Zij berekenden de Hedges'g, het gestandaardiseerde verschil van de gemiddelden tussen beide productiesystemen, alsook de log respons ratio. Tabel 4.4 geeft de effectgrootte weer (in de vorm van de Hedges G) van biologische landbouw t.o.v. conventionele landbouw. Een waarde groter dan nul wijst op een positief effect. Naast de meta-analyse voerden ze ook sign-tests uit. Ze concludeerden voor wat soortenrijkdom betreft dat:

- bio over het algemeen de soortenrijkdom verhoogt, waarbij er gemiddeld 30% meer soorten voorkomen dan op gangbare landbouwbedrijven;
- deze resultaten wel duidelijk variëren over de verschillende studies, zo maakt 16% van de publicaties melding van een negatief effect van biologische landbouw op de soortenrijkdom;
- het aantal studies per taxum eerder laag is (tussen de 2 en 19) en dat er sprake is van significante heterogeniteit tussen de verschillende studies;

Verder berekenden zij dat er gemiddeld 50% meer organismen voorkomen op biologische systemen, maar ook hier is er sprake van zeer variabele resultaten.

Tabel 20 vat het gemiddelde effect samen van biologische landbouw op de soortenrijkdom uitgesplitst per organismegroep. De meeste effectscores verschillen significant van nul, wat wijst op een positief effect van biologische landbouw op de soortenrijkdom.

**Tabel 20. Effect (Hedges G) van biologische landbouw op de soortenrijkdom (Bengtsson et al., 2005)**

| Gemiddelde effect grootte<br>(Hedges' g) ( $\pm$ 95% betrouwbaarheidsinterval) |                       | n  | Q-statistiek | Aantal positieve studies | Totaal aantal studies |
|--------------------------------------------------------------------------------|-----------------------|----|--------------|--------------------------|-----------------------|
| Totaal                                                                         | 1,152 ( $\pm$ 0,524)* | 32 | 170*         | 53*                      | 63                    |
| Per organisme                                                                  |                       |    |              |                          |                       |
| Vogels                                                                         | 1,495 ( $\pm$ 1,236)* | 2  | 0            | 3                        | 3                     |
| Arthropoden                                                                    | 0,929 ( $\pm$ 0,589)* | 19 | 71,7*        | 21*                      | 28                    |
| Predator insecten                                                              | 0,843 ( $\pm$ 0,590)* | 15 | 43,8*        | 15                       | 21                    |
| Carabidae                                                                      | 0,941 ( $\pm$ 0,861)* | 11 | 34,7*        | 10                       | 13                    |
| Niet-predator arthropoden                                                      | 1,046 ( $\pm$ 1,982)  | 4  | 26,2*        | 6                        | 7                     |
| Bodem organismen                                                               | 0,306 ( $\pm$ 0,559)  | 5  | 3,3          | 7                        | 10                    |
| Planten                                                                        | 2,684 ( $\pm$ 1,976)* | 6  | 81,6*        | 22*                      | 22                    |
| Naar schaal of studie                                                          |                       |    |              |                          |                       |
| Perceel of enkel veld                                                          | 2,917 ( $\pm$ 1,769)* | 8  | 55,8*        | 15*                      | 17                    |
| Veld op het bedrijf                                                            | 0,703 ( $\pm$ 0,550)* | 11 | 19,3*        | 24*                      | 27                    |
| Veld of bedrijf in overeenkomstig landschap                                    | 0,818 ( $\pm$ 0,791)* | 13 | 79,6*        | 14                       | 19                    |

\* significant op het 5% niveau

## 4.4 Conclusie

Zowel qua soortenrijkdom als qua abundantie binnen soorten blijkt biologische landbouw een positief effect te hebben, zo bevestigen de 4 belangrijkste en uitgebreide reviews ter zake. Een reeks managementpraktijken kunnen hiervoor aangehaald worden, met als belangrijkste het verbod op het gebruik van chemische gewasbeschermingsmiddelen en kunstmeststoffen, het actief beheer van niet beteelde habitats en akkerranden en het meer voorkomen van mengteelt.

Kwantificeren van de verschillen in soortenrijkdom en voorkomen van organismen binnen een bepaalde soort blijkt moeilijk, gezien de grote heterogeniteit tussen studies, zo blijkt ook uit de meta-analyse van Bengtsson et al. (2005).

## 5 Organische stof in de bodem

Koen Mondelaers

### 5.1 Inleiding

#### 5.1.1 Wat is organische stof?

Organische stof in de bodem omvat een hele reeks componenten: met name gedeeltelijk afgebroken plantenresidu's, micro-organismen en microflora betrokken in de afbraakprocessen, bijproducten van microbiële groei en afbraakprocessen, boven- en ondergrondse plantenresten en humus (Robert et al., 2004 in Mulier et al., 2005). Korschens et al. (1998) stelden een opsplitsing voor tussen 2 conceptuele poelen van organische koolstof ( $C_{org}$ ):  $C_{org} = C_i + C_{dec}$

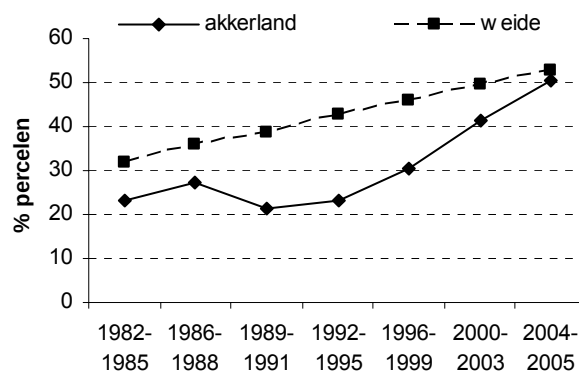
$C_i$  is hierbij de inerte of stabiele organische koolstoffractie en  $C_{dec}$  de afbreekbare koolstof. Ook Gregorich et al. (1994) maakten deze opsplitsing. De stabiele organische fractie (humus) is volledig amorf, colloïdaal in karakter en doet aan vocht- en kationabsorptie. De afbreekbare koolstof (actieve organische stof of effectieve humus) is de verse of jonge organische stofcomponent, en, wanneer gecombineerd met microbiële biomassa, beter gekend als de lichte fractie van organisch materiaal. Deze fractie is betrokken bij de transformaties van bodem organisch materiaal (BOM). Korschens et al. (1998) wijzen verder op het belang van de bodemtextuur, gegeven dat zowel de stabiele fractie als de lichte fractie positief gecorreleerd zijn met de hoeveelheid klei in de bodem, de laatste omdat de mineralisatiesnelheid daalt bij een groter kleigehalte. Zo hebben zandbodems een kleinere lichte fractie, maar het is er, relatief gezien, wel een belangrijker deel van het totale organische koolstofgehalte. Tisdall en Oades (1982) toonden aan dat de meeste BOM componenten slechts effectief zijn gedurende ten hoogste een jaar. Dit verklaart waarom aggregaatstabiliteit het grootste is onder grasland, gezien de continue hernieuwing van polysacchariden, cellulose componenten en fungale hyphen, i.t.t. akkerland.

#### 5.1.2 Waarom focus op organische stof?

Organische stof in de bodem speelt een belangrijke rol in de opslag van  $CO_2$  (Platteau et al., 2005). In het kader van het Kyoto-protocol verbindt België zich er toe de emissies van  $CO_2$  te minimaliseren en de reserves en fluxen van organische stof in de bodem te kwantificeren. In de Europese thematische strategie voor bescherming van de bodem wordt bodemorganische stofgehalte gedefinieerd als dé sleutelindicator voor bodemkwaliteit omdat een optimaal gehalte aan organische stof overeenkomt met een goede landbouw- en milieukundige conditie zoals bijvoorbeeld verminderde erosie, hoog bufferend en filterend vermogen en een rijke habitat voor levende organismen. Stoate et al. (2001) waarschuwen ervoor dat het verlies aan organisch materiaal kan leiden tot een verminderde waterretentie en aldus droogte in drogere regio's en verminderde drainage in natte regio's. Koolstof vormt het belangrijkste bestanddeel van organische stof: er wordt aangenomen dat organisch materiaal in de bodem gemiddeld voor 50 tot 58% uit koolstof bestaat (Platteau et al., 2005).

Het koolstofpercentage in de bodem van akker en weiland wordt opgevolgd via de staalname van de Bodemkundige Dienst van België (zie ook Vanden Auweele, 2004). Als het koolstofgehalte onder de streefzone daalt, dient de bemesting aangepast om economisch optimale opbrengst te bekomen. Deze streefzone is functie van de grondsoort (textuur). De evolutie van het koolstofpercentage in de Vlaamse akker- en weilanden vertoont een duidelijk dalende tendens tussen 1982 en 2005 met steeds meer percelen die beneden de optimale

toestand (streefzone) komen te liggen (zie figuur 7). In akkerland steeg het aantal percelen onder de streefzone van 23 tot 50% en in weiland van 32 tot 53%. Volgens Mulier et al. (2006) heeft dat tussen 1990 en 2000 een jaarlijkse uitstoot van 2909 kton CO<sub>2</sub> veroorzaakt (waarvan 1319 kton uit akkerland en 1590 uit graslanden). Indien deze emissie mee zou genomen worden in de begroting van de broeikasgasuitstoot door de landbouwsector, dan zou dit de emissie in 1990 op sectorniveau met 24% verhogen; voor heel Vlaanderen zou dit de berekende emissie verhogen met 3,6%.



**Figuur 7. Aantal percelen (%) met een koolstofgehalte beneden de streefzone.**

**Bron: Vanden Auweele et al., 2004**

## **5.2 Drijvende krachten: welke factoren beïnvloeden het organische stofgehalte?**

De concentratie van BOM is primair gerelateerd aan klimaat, bodemtextuur (hoeveelheid klei) en de bodemdrainagestatus. Gewasrotatie en managementpraktijken spelen normaal een kleinere, maar wel belangrijke rol (Shepherd et al., 2002). BOM wordt opgebouwd wanneer koolstofinputs de oxidatiesnelheid overschrijden.

De oorzaken voor het dalende koolstofgehalte in Vlaanderen zijn volgens Platteau et al. (2005) divers. De ploegdiepte is toegenomen in bepaalde regio's. Er is een verminderde aanbreng van stabielere organische stof in de vorm van organische meststoffen en bodemverbeteraars. Oogstresten zoals tarwestro worden minder ingeplogd. Het scheuren van weilanden kan het dalende koolstofgehalte onder weiland verklaren. Mulier et al. (2006) halen nog volgende redenen aan: de daling van het areaal permanent grasland; de verhoogde omzetting van permanent naar tijdelijk grasland; de invoering van strengere toedieningsnormen voor organische mest in het kader van het MAP; daling die nog het gevolg is van historische hoge OS-balansen ten gevolge van vroeger landgebruik (bv. omzetting van bossen en heide naar landbouwbodems); snellere afbraak van OS (organische stof) als gevolg van de klimaatverandering (temperatuurstijging).

Het organische stofgehalte in de landbouwbodem kan worden bijgestuurd door maatregelen zoals aanpassen van het landgebruik, verlagen van de afbraaksnelheid en verhogen van de aanvoer. Het behoud van permanent grasland gedurende meer dan 5 jaar of de teelt van groenbemesters als nagewas zijn voorbeelden van aangepast landgebruik. De afbraaksnelheid kan verlaagd worden door onder andere minimale grondbewerking en herstel van de grondwatertafel. De huidige organische stoftoedieningen via dierlijke mest en oogstresten volstaan niet om het gehalte op peil te houden. Dit heeft met de kwaliteit van de aangevoerde

dierlijke mest te maken. Landbouwpraktijken die de aanvoer verhogen zijn het achterlaten en inwerken van oogstresten, het toevoegen van stro, compost of organische meststoffen, het inpassen van groenbemesters in het teeltplan en een beredeneerde meststoffenkeuze.

Biologische landbouw past verschillende praktijken toe die BOM behouden of doen toenemen (Hodges, 1991 in Shepherd et al.):

- gemengde bedrijfssystemen en gewasrotatie (bv. akkerbouw/grasland);
- recyclage (bv. dierlijke mest);
- groenbemesters;
- vruchtbaarheid aanvoeren (bv. dierlijke mest).

Regelmatige toediening van organische componenten (dierlijke mest, grasland) hebben het grootste effect op BOM. Het telen van gewassen veroorzaakt oxidatie van BOM, de snelheid ervan wordt wel sterk beïnvloed door de bodemtextuur. Gosling en Shepherd (2005) wijzen er echter op dat niet significante verschillen in organische stofgehalte tussen biologische en conventionele percelen mede kunnen verklaard worden door de hogere opbrengst op conventionele bedrijven, waardoor meer gewasresten achterblijven.

### **5.3 Toestand: verschillen in organische stofgehalte tussen bio en gangbaar**

#### **5.3.1 Case studie uit Vlaanderen: Mulier et al. (2006)**

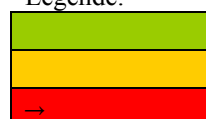
Mulier et al. (2006) simuleerden de veranderingen in organische stofgehalte op basis van balansberekeningen (aanvoer min afvoer), voor verschillende bedrijfstypes, over een periode van 24 jaar. We rapporteren hier de cijfers voor een zesjarige gangbare akkerbouwrotatie met industriegroenten en een 6-jarig biologische akkerbouwrotatie met industriegroenten. Tabel 21 geeft een overzicht van de evolutie van het organische stofgehalte onder verschillende bemestingsscenario's en bij een verschillende initieel gehalte aan organische stof. In het gangbare bemestingsplan wordt hier tweemaal in de 6-jarige rotatie stalmest toegediend. Dit blijkt niet te volstaan om het OS-gehalte op peil te houden, hoewel we ons na 24 jaar nog wel in de streefzone bevinden, de daling is dus niet uitgesproken sterk. Extra toevoeging van GFT-compost of stalmest bovenop dit gangbare bemestingsplan zorgt ervoor dat het OS-gehalte stijgt of minstens stabiel blijft. Een tamelijk laag OS-gehalte terug in de streefzone brengen, kan op beide texturen zowel met de drijfmest/GFT combinatie, als met een combinatie drijfmest/stalmest. Een laag OS-gehalte terug optimaliseren, kan op beide texturen enkel met een jaarlijkse toevoeging van GFT.

Voor de biologische rotatie met het oorspronkelijk toegepaste bemestingsplan, stelt men slechts een beperkte daling vast in OS-gehalte. Met de extra toevoeging van stalmest of GFT-compost lukt het wel om het OS-gehalte op peil te houden. Vertrekkend met een tamelijk laag OS-gehalte, lukt het zowel op leem- als op kleibodems met alle drie de bemestingsscenario's om het OS-gehalte terug op te krikken naar de streefzone (met extra GFT-compost gaat dat het snelst). Uitgaande van een 'laag' OS-gehalte, kan de situatie op leembodems slechts hersteld worden binnen de 24 jaar met extra toevoeging van GFT-compost. Op kleibodems lukt het ook met extra stalmest.

**Tabel 21. Overzicht van evolutie OS-gehalte bij conventionele en biologische akkerbouw onder verschillende bemestingsscenario's en bij een verschillend startniveau van OS**

| Startstatus OS-gehalte     | In streefzone |   |   | Tamelijk laag |   |   | Laag |   |   |
|----------------------------|---------------|---|---|---------------|---|---|------|---|---|
| Bemestingsscenario:        | A             | B | C | A             | B | C | A    | B | C |
| Akkerbouw erwten boon klei |               |   |   |               |   |   |      |   |   |
| Akkerbouw erwten boon leem |               |   |   | →             |   |   | →    |   |   |
| Akkerbouw bio klei         |               |   |   |               |   |   |      |   |   |
| Akkerbouw bio leem         |               |   |   |               |   |   |      |   |   |

Legende:



- = OS-gehalte stijgt en bereikt binnen 18 jaar terug de streefzone
- = OS-gehalte stijgt lichtjes, zal na lange termijn terug streefzone bereiken
- = OS-gehalte stabiliseert

Zowel voor gangbare als biobedrijf maximum 170 kg N organische mest

Bemestingsscenario's:

A = stalmest voor gangbaar; rundveedrijfmest + stalmest voor bio

B = stalmest + GFT voor gangbaar; rundveedrijfmest + stalmest + GFT voor bio

C = dubbel stalmest voor gangbaar; rundveedrijfmest + dubbel stalmest voor bio

Bron: Mulier et al. (2005)

## 5.3.2 Internationale studies: kwalitatieve bevindingen

### 5.3.2.1 Studies die geen verschil vaststelden

Nguyen et al. (1995), die 3 paar conventionele en alternatieve gemengde bedrijven in New Zeeland vergeleken, stelden een hoger organische C gehalte vast voor het alternatieve weidebeheer, hetgeen werd toegedicht aan de langere 'grasland' fase onder alternatief beheer (3 à 4 jaar versus 1 à 2 jaar in het conventionele systeem) waardoor meer organische stof kon opgebouwd worden. In de akkerbouwfase echter was de organische koolstofinhoud vergelijkbaar tussen de conventionele en de alternatieve systemen.

Friedel (2000) stelde in een Duits langetermijn experiment geen verschil vast in totale organische koolstofgehalte tussen bio en gangbare percelen.

Girvan et al. (2003), die de bodemeigenschappen onderzochten op 3 landbouwbedrijven met een verschillend management, stelden geen duidelijke associatie vast tussen biologische landbouw en meer organische stof.

Gosling en Shepherd (2002) konden geen significant verschil in organische stofgehalte vaststellen op basis van bodemstalen van 19 gepaarde biologische en conventionele bedrijven. Ook Gosling en Shepherd (2005), die een vergelijking maakten tussen de bodemeigenschappen van percelen die minimum 15 jaar biologisch werden geteeld met conventioneel beheerde bodems, stelden geen significant verschil vast in de totale bodem organische stof, totale stikstof en de C:N ratio.

Bakken et al. (2006) bestudeerden de veranderingen in bodemvruchtbaarheidsindices op 3 biologische bedrijven gedurende 6 jaar. Ze konden geen eenduidige conclusies trekken, gezien bepaalde indicatoren een positieve verandering vertoonden, in tegenstelling tot andere. In een vergelijkende studie tussen conventionele en biologische beheerde percelen na één jaar conversie, konden Cuvaradic et al. (2006) ook geen significante verschillen in organische stof vaststellen.

### 5.3.2.2 Studies die een hoger organische stofgehalte rapporteren op biologische bedrijven

Codron et al. (2000) stelden in Nieuw Zeeland een hogere bodem organische stofgehalte vast voor biologische bedrijven in vergelijking met gangbare.



Fliessbach en Mäder (2000) rapporteren de resultaten van een lange termijn veldexperiment waarin biologische en conventioneel beheerde percelen werden vergeleken. Ze stelden een hogere microbiële biomassa C en N vast in biologische systemen, alsook hun verhouding tot de totale en lichte fractie van de C en N poelen in de bodem. Ze wijten dit aan een verbeterde decompositie van de snel beschikbare lichte fractie organisch materiaal naarmate de microbiële biomassa toeneemt. Fliessbach et al. (in druk) stelden verder in hun lange termijn experiment vast dat enkel in biodynamische landbouw de bodem organische koolstof constant bleef, terwijl in het biologische en conventionele systeem een afname werd vastgesteld (van 7 resp. 9%). Het grootste verlies werd vastgesteld in het controleperceel dat niet bemest werd. Mäder et al. (2002), stelden, op basis van dezelfde langetermijnproef, verschillen in organische koolstof vast tussen de biologische percelen en de conventionele percelen waar enkel minerale meststof werd gebruikt.

Foereid en Hogh-Jensen (2004) ontwikkelden een model dat toelaat in te schatten wat het effect is van een omschakeling naar biologische landbouw op de koolstofsequestratie in de vorm van organisch materiaal. Het model voorspelde een stijging in het bodem organisch materiaal gedurende de eerste 50 jaar van ongeveer 10 tot 40 g C m<sup>-2</sup> jaar<sup>-1</sup>, en een stabiel niveau na ongeveer 100 jaar. Belangrijkste oorzaken voor de toename in organisch materiaal waren het gebruik van gras-klaver in de rotatie en als bodembedekker.

Johnston et al. (1994, in Hansen et al. (2001)) wijzen erop dat organische stofgehalten in landbouwbodems kunnen opgebouwd worden door de cultivatie van blijvend grasland of door toediening van grote hoeveelheden organische stof in de vorm van gewasresten en dierlijke mest. Hansen et al. (2001) stellen dat biologische landbouwsystemen, door het gebruik van vanggewassen, het recycleren van gewasresten, het gebruik van organische in plaats van synthetische meststoffen en het gebruik van blijvend grasland, resulteren in meer organisch materiaal in de bodem. Ze benadrukken wel het belang van meer onderzoek ter zake.

Stolze et al. (2000) besluiten in hun uitgebreide review dat biologische landbouw beter presteert dan conventionele landbouw op het vlak van organisch materiaal, omdat het gehalte aan bodem koolstof minder snel zou dalen of rapper stijgen dan in gangbare landbouw.

Marriott en Wander (2006) berekenden op basis van bodemstalen van negen proefbedrijfssystemen in de VS dat de biologische systemen in de proefopzet een hoger bodem organisch C gehalte hadden dan de conventionele systemen onafhankelijk van het feit of er dierlijke mest was toegediend. Verder verrijkte de biologische bedrijfsvoering de bodem organische koolstof en –stikstof met 30 tot 40% t.o.v. de conventionele controle.

Shepherd et al. (2002) stellen dat de literatuur in het algemeen aantoonde dat biologische bedrijven op z'n minst een even goede en soms een betere bodemstructuur vertonen als gelijkaardige conventioneel beheerde bedrijven. Ze zien dit verder bevestigd in hun case studies. Het gehalte aan bodem organisch materiaal is in het algemeen hoger op biologische bedrijven door de organische bemesting en de graslanden in de rotatie. De auteurs pleiten er verder voor dat het niet het bedrijfssysteem op zich is dat leidt tot betere fysieke condities maar de hoeveelheid en de kwaliteit van het organisch materiaal dat opgevoerd wordt.

Armstrong-Brown et al. (1995) in Shepherd et al. (2002) maten bodem organisch materiaal in 30 paren biologische en conventionele bedrijven in het VK. Bedrijven met in hoofdzaak grasland vertoonden de grootste hoeveelheid BOM. Het was bij deze bedrijven niet mogelijk om te differentiëren tussen conventionele en biologische bedrijven. Op tuinbouwbedrijven hadden biologische bedrijven de hoogste BOM gehalten omdat meer frequent organisch bemest werd. Biologische akkerbouwbedrijven vertoonden meer BOM dan gangbare omdat ze meer dierlijke mest toepasten en meer grasland aanhielden. De algemene conclusie was dan ook dat op biologische bedrijven hogere BOM niveaus aangetroffen worden, doordat meer organische inputs worden toegepast. Clark et al. (1998), die in de VS gedurende 8 jaar conventionele met biologische productie vergeleken, stelden meer organisch materiaal vast in

de laatste. Verder had het stoppen van de organische bemesting een significante invloed op het koolstofgehalte, net zoals de rotatie (aan- of afwezigheid van maïs).

Raupp (1995) in Shepherd et al. (2002) concludeerde, op basis van een 10 jaar lange termijnproef in Duitsland, dat BOM toenam in de volgende volgorde: conventioneel, met enkel minerale meststoffen (0,79% C) < biologisch (0,92% C) < biodynamisch (1,02% C).

In de studie van Loes en Ogaard (1997) werd stalen genomen van de bodem van 12 landbouwbedrijven in omschakeling in 1989 en opnieuw in 1995 op dezelfde plaats. Het totale C gehalte steeg daarbij in zowel de top- als de onderlaag van de bodems met een laag organisch stofgehalte.

In het onderzoek van Liebig en Doran (1999) werden vijf biologische bedrijven in Nebraska of Noord Dakota vergeleken met vijf conventionele, aan elkaar gekoppeld o.b.v bodemtype. Gemiddeld over de locaties heen vonden ze 22% (of 12571 kg/ha) meer organische koolstof op de biologische bedrijven.

### 5.3.3 Internationale studies – meta-analyse

Een aantal (7) van de studies uit voorgaand kwalitatief overzicht zijn bruikbaar voor een meta-analyse. Diegene die erbuiten vallen voldoen niet aan de criteria zoals we ze voordien hebben gedefinieerd voor onze meta-analyses. Meest voorkomende oorzaken waren:

- geen standaardafwijking gerapporteerd of berekenbaar;
- geen peer review;
- geen gepaarde vergelijking, bio opgevolgd tijdens omschakeling;
- afwijkende techniek (bv. simulatie op termijn van 100 jaar);
- studie van voor 1992.

De resultaten zijn gerapporteerd in Tabel 22. Gezien de meeste data als een verhouding gerapporteerd worden (% organische stof, % organische C in de bodem), dient de bekomen waarde als volgt te worden gelezen: het organische stofgehalte in biologische bodems ligt gemiddeld 6,4 procentpunt hoger dan in gangbare bodems. Het betrouwbaarheidsinterval ligt tussen 4,6 en 8,1 procentpunt, dus er is (voor deze studies) sprake van een significant verschil tussen bio en gangbaar.

**Tabel 22. (Log) respons ratio organische stofgehalte van biologische versus conventionele percelen**

| Aantal datapunten          | Relatief Organische stofgehalte (bio/conventioneel) |              |                  |               |               |
|----------------------------|-----------------------------------------------------|--------------|------------------|---------------|---------------|
|                            | Niet gewogen                                        | Fixed effect | Q                | Random effect | BI            |
| 7 studies<br>95 datapunten | 1,058                                               | 1,064        | 15,77<br>(16,9)* | 1,048         | 1,046 – 1,081 |

( ) =  $\chi^2_{df-1}$ ,  $\alpha = 0,05$

\* Between study variabiliteit hier niet significant

BI = betrouwbaarheidsinterval

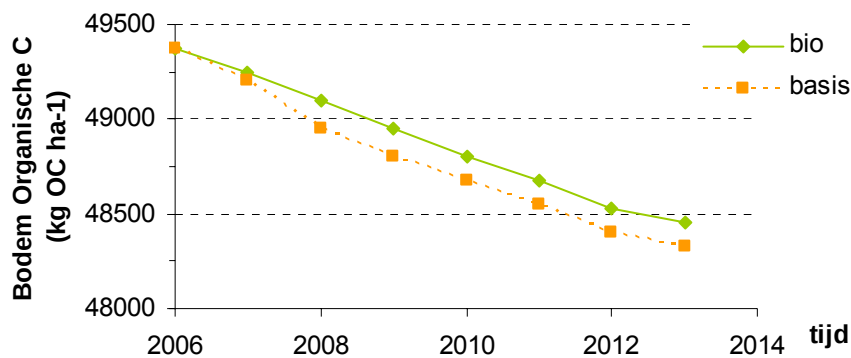
## 5.4 Toestand: organische stof en koolstofsequestratie

Sleutel (2005) onderzocht in zijn doctoraal proefschrift het potentieel van alternatieve beheersopties m.b.t. koolstofopslag in Vlaamse akkerlandbodems door middel van een simulatiemodel op regionaal niveau. Biologische landbouw was hierbij één van de alternatieve beheersopties. Sleutel argumenteert dat biologische landbouw bodem organische C meer kan doen toenemen dan conventionele door de toevoeging van organische mest zoals compost, dierlijke mest en groenbemesters en door de prominente rol van gras-klaver in de

rotatie. Een scenario waarin 5% van de landbouwoppervlakte biologisch beheerd werd, werd met het basisscenario (0% bio) vergeleken. Volgende criteria veranderden mee:

- groenbemester op 25% van de totale beheerde oppervlakte;
- tijdelijk grasland op een vierde van de totale oppervlakte;
- alle stikstof aanvoer komt van organische bronnen;
- compost en stalmest maken een groter aandeel uit van de organische mest (50%).

Figuur 8 geeft de evolutie van de Bodem organische koolstof weer in het basisscenario en in het scenario met 5% biologische landbouwoppervlakte.



**Figuur 7. Simulatie van de verandering in Bodem Organische C in het basisscenario (0% bio) en het alternatief scenario (5% bio)**

De gemiddelde gesimuleerde jaarlijkse verandering in koolstofopslag ten gevolge van biologische landbouw werd geraamd op 4,3 kiloton. De gesimuleerde koolstof-sequestratiesnelheid bedroeg in het geval van biologische landbouw  $0,235 \text{ t OC ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ . Deze waarde ligt tussen de waarden zoals vooropgesteld door Freibauer et al. (2004) (i.e. van 0 tot  $0,53 \text{ t OC ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ).

Sleutel et al. (2007) rapporteren verder dat de uitbreiding van het biologisch areaal sinds 1990 geleid heeft tot een additionele vastlegging van ongeveer 0,7 kton C/jaar. Ze gaan hierbij uit van een gemiddelde opslagsnelheid van  $1 \text{ t OC/ha}$ , een cijfer dat werd gebaseerd op de vork van 0 tot  $1,98 \text{ t OC ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$  vooropgesteld door Baritz et al. (2004, zie Sleutel et al., 2007) bij conversie naar biologische landbouw. Deze resultaten lijken op het eerste zicht contradictorisch met het bovenvermelde scenario, waar de sequestratiesnelheid lager ligt maar toch een hogere bijdrage wordt vastgesteld. Gegeven de kleine verandering in areaal sinds 1990, relatief t.o.v. het totale landbouwareaal, wordt in werkelijkheid veel minder C gesequestreerd in vergelijking met het gesimuleerde scenario. Belangrijker is echter te kijken naar het potentieel per hectare, en dat is duidelijk positief. Freibauer et al. (2004) waarschuwen er echter voor dat de accumulatie van koolstof in de bodem geen lineair gegeven is. Uit lange termijnexperimenten zou blijken dat veranderingen in OC vaak het grootst zijn direct na verandering van het landgebruik of de managementpraktijk, waarna ze afvlakken wanneer de bodem een nieuw evenwicht bereikt.

Dendoncker et al. (2004) kwamen tot gelijkaardige conclusies voor België. Zij baseerden zich voor wat de OC sequestratiesnelheid betreft op de cijfers van Freibauer et al. (2004). Ze voorspelden tegen 2010 een biologisch landbouwareaal van 30.000 ha (tegenover 1300 ha in 1990). Op die manier werd de extra C-sequestratie geraamd op gemiddeld  $2,2 \text{ kton C/j}$  (met een minimum van 0 en een maximum van 4,4 kton), hetgeen in de buurt ligt van de cijfers gesimuleerd door Sleutel et al. (2005). Dit cijfer is echter relatief laag in vergelijking met het

potentieel van andere managementpraktijken en is onbeduidend ten opzichte van de totale Belgische CO<sub>2</sub>-emissie. Al de beheerspraktijken samen (zie Tabel 23 hieronder) leiden tot een reductie van 0,67% ten opzichte van de broeikasgasemissies van 1990. Ze reduceren de emissies van de landbouwsector wel met 6,7% t.o.v. 1990. De bijdrage van biologische landbouw hierin is nog geen 1%punt (i.e. 0,84% van de 6,7%), gegeven het vooropgestelde biologische areaal.

**Tabel 23. Beheerspraktijken en geassocieerd koolstofsequestratiepotentieel**

| Landbeheerspraktijk              | Gemiddelde Potentiële C-sequestratie (kton C/j) |
|----------------------------------|-------------------------------------------------|
| Energiegewassen                  | 96,2                                            |
| Herbebossing                     | 31,7                                            |
| Toediening van dierlijke mest    | 84,4                                            |
| Biologische landbouw             | 2,2                                             |
| Zero-tillage                     | 15,8                                            |
| Verbeterde gewasrotaties         | 15,2                                            |
| Verbeterd beheer van turfgronden | 13,4                                            |
| Totaal                           | 258,9                                           |

Bron: Dendoncker et al. (2004)

## 5.5 Besluit

Op basis van zowel de kwalitatieve als kwantitatieve informatie blijken de biologische landbouwpraktijken een positief effect te hebben op het organische stofgehalte in landbouwbodems en op de koolstofsequestratie, voornamelijk omdat meer met organische bemesting (compost en stalmest) wordt gewerkt en relatief meer grasland wordt aangehouden. We komen tot dit besluit gegeven het grote aantal studies die een positief verschil meten tegenover geen enkele studie met een negatief verschil (lager organisch C gehalte).

## 6 Bijdrage aan het broeikaseffect

Koen Mondelaers

### 6.1 Probleemstelling

Zonder te diep in detail te gaan (we verwijzen hiervoor naar de recente rapporten van IPCC) zorgt de stijging van de concentraties van broeikasgassen (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O en CFKs) in de atmosfeer voor klimaatverandering, met ongewenste effecten voor mens en milieu tot gevolg. Broeikasgassen geven aanleiding tot een probleem dat zich op globaal niveau stelt (i.t.t. bv. nitraatuitloging). Het belangrijkste broeikasgas dat door menselijke activiteiten wordt vrijgesteld is CO<sub>2</sub> (77% van de broeikasgassen, Presentatie Mathijs). De concentratie ervan steeg van 280 ppm (parts per million) in het pre-industriële tijdperk tot 379 ppm in 2005, hetgeen de natuurlijke fluctuatie van de voorbije 650 000 jaar sterk overschrijdt (180 tot 300 ppm, IPCC, 2007). Belangrijkste oorzaak voor deze wijziging is het gebruik van fossiele brandstoffen (van 23,5 Gton CO<sub>2</sub>/jaar in de jaren '90 naar 26,4 Gton/jaar in de periode 2000-2005). Ook de verandering in bestemming van land (vnl. ontbossing) heeft een significante invloed op de uitstoot van CO<sub>2</sub> (ongeveer 6 Gton CO<sub>2</sub>/jaar in de jaren '90). Het tweede belangrijkste broeikasgas CH<sub>4</sub> (14% van de uitstoot aan broeikasgassen, Mathijs) steeg van 715 ppb (parts per billion) in het pre-industriële tijdperk naar 1732 ppb in de beginjaren '90 (1774 ppb in 2005, IPCC, 2007). De atmosferische concentratie van methaan overschreed daarbij in 2005 de natuurlijke fluctuatie van de voorbije 650 000 jaar (320 tot 790 ppb) sterk. De totale emissies zijn wel praktisch gestabiliseerd sinds de jaren '90. Hoofdoorzaken zijn landbouw en gebruik van fossiele brandstoffen. De globale atmosferische stikstof oxideconcentratie (8% van de broeikasgassen) steeg van een pre-industriële waarde van 270 ppb naar 319 ppb in 2005 (IPCC, 2007). De groeisnelheid is daarbij constant sinds 1980. Meer dan een derde van alle N<sub>2</sub>O-emissies zijn van menselijke oorsprong en in hoofdzaak toewijsbaar aan de landbouw.

De gevolgen op wereldvlak zijn volgens IPCC (2007) o.a. zichtbaar door de stijging in de temperatuur (0,76°C over de laatste 100 jaar met de laatste 10 jaar als uitschieter), meer waterdamp in de atmosfeer (warme lucht kan meer waterdamp vasthouden), krimpen van de gletsjers en ijskappen, stijging van de oceaantemperatuur, die 80% van de extra warmte absorbeert en stijging van het zeeniveau (1,8 mm per jaar). Deze effecten zorgen op hun beurt voor dalende gewasopbrengsten, verzuring van de zee, ondervoeding, ziektes, migratie, schade aan ecosystemen en uitroeiing van soorten (zie Mathijs).

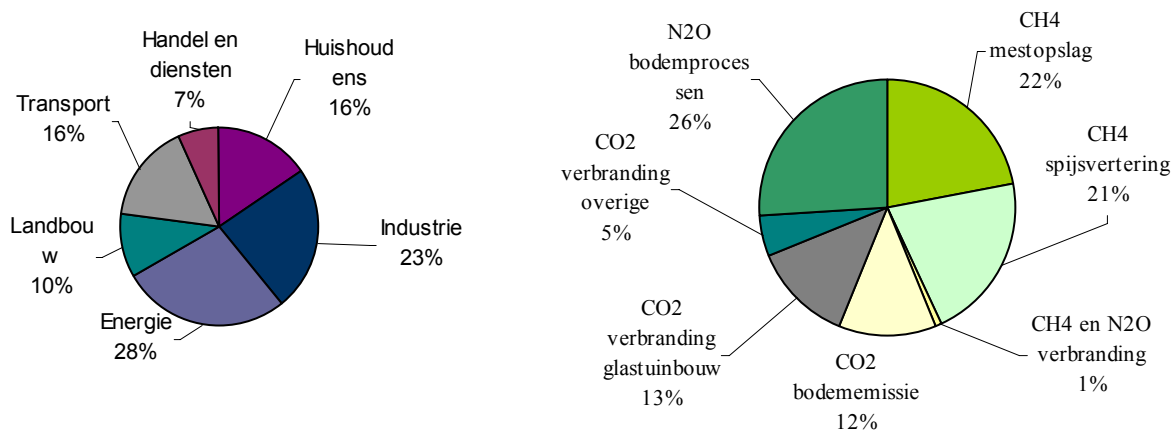
In de Stern Review (2006), die het effect van de opwarming economisch trachtte te begroten, maakt men melding van een verlies van output op wereldvlak tussen de 0 en 3% bij een temperatuurstijging van 2 à 3°C. Meer recente studies zouden wijzen op een grotere temperatuursverandering (5 à 6°C), wat volgens hun schattingen zou leiden tot een globale vermindering in het BNP van 5 à 10%. De daling treft vooral de minder ontwikkelde landen en zou daar meer dan 10% kunnen bedragen.

Het is verder van belang mee te geven dat ieder broeikasgas met een ander gewicht bijdraagt tot de klimaatverandering: 1 ton N<sub>2</sub>O = 310 ton CO<sub>2</sub>-equivalenten; 1 ton CH<sub>4</sub> = 21 ton CO<sub>2</sub>-equivalenten; 1 ton CO<sub>2</sub> = 1 ton CO<sub>2</sub>-equivalenten (Platteau et al., 2005).

### 6.2 De landbouw als drijvende kracht

Zoals hierboven aangegeven is landbouw medeverantwoordelijk voor de emissie van de drie belangrijkste broeikasgassen CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O. Volgens Platteau et al. (2005) bedroeg de totale emissie van broeikasgassen uit de landbouw in 2004 9.991 kton CO<sub>2</sub>-equivalenten, een

daling met 14% t.o.v. 1990, dit terwijl de totale emissie van broeikasgassen in Vlaanderen in dezelfde periode nog met 3,6% toenam. De emissie van CO<sub>2</sub> door verandering in de bodemkoolstofvoorraad staat voor 1.239 kton CO<sub>2</sub>-equivalenten of 12,4% van de broeikasgasemissie uit de landbouw. Deze emissie dient echter niet in rekening gebracht te worden bij toetsing aan de Kyoto-doelstellingen. Onderstaande figuur 9 (o.b.v. Mira-T, 2005) geeft aan dat landbouw in 2004 verantwoordelijk was voor ongeveer 10% van de broeikasgasemissies. De figuur toont ook welke landbouwactiviteiten in welke mate de totale broeikasgasuitstoot van de landbouw veroorzaken.



**Figuur 8. Links: Aandeel van landbouw in de totale broeikasgasemissie en Rechts: Aandeel van de landbouwbroeikasgasemissie, 2004. Bron: Mira-T, 2005**

De emissie van broeikasgassen uit de landbouw is een gevolg van methaanvergisting (CH<sub>4</sub>) in de dierlijke spijsvertering, in mestopslag; van de productie van lachgas (N<sub>2</sub>O) uit biologische processen in de bodem, van het gebruik van fossiele brandstoffen (CO<sub>2</sub>- en N<sub>2</sub>O-emissie) en van CO<sub>2</sub>-emissie door de daling van de bodemkoolstofvoorraad (zie voorgaande paragraaf). De methaanemissie komt voort uit de methaanvergisting in de dierlijke spijsvertering, van dierlijke mest en van fermentatieprocessen in de bodem. Als verteringsgas wordt CH<sub>4</sub> vooral gevormd bij runderen (90%, TAPAS & Lauwers et al., 2002). Zo werd in 2001 108 kton CH<sub>4</sub> geëmitteerd via de spijsvertering van landbouwdieren. Een vergelijkbare hoeveelheid (115 kton) werd geëmitteerd uit dierlijke mest, hoofdzakelijk varkensmest (60%). De emissie van CH<sub>4</sub> uit de landbouwbodem is in 2001, met 7,4 kton of 3% van de totale landbouwemissie, een stuk lager. De rundveestapel is direct of via de mest verantwoordelijk voor 60% van de CH<sub>4</sub>-emissie.

Koolstofdioxide komt vrij bij de verbranding van fossiele brandstoffen. De meeste energie wordt gebruikt door de glastuinbouw, zij zijn dan ook hoofdverantwoordelijke voor de CO<sub>2</sub>-emissie (63% in 2001, TAPAS). De laatste 10 jaar daalde de CO<sub>2</sub>-emissie van Vlaamse land- en tuinbouw met 17% (2472 kton in 1990 en 2043 kton in 2001).

Stikstofoxide-emissie heeft in de landbouw 3 oorzaken: direct door nitrificatie- en denitrificatieprocessen in de bodem, direct door dierlijke mest (van stallen en opslag) en onrechtstreeks door N-emissie naar de omgeving, waar vervolgens N<sub>2</sub>O wordt geëmitteerd. De emissie van de bodem kwam in 2001 neer op 6245 ton N<sub>2</sub>O of 63% van de landbouwemissie in 2001. Meer dan ¾ van deze bodememissie volgt uit de bemesting met stikstof (44% van organische mest en 26% van chemische bemesting). Mineralisatie van plantenresten telt voor 18%. De totale N<sub>2</sub>O-emissie, 9837 ton in 2001, is met 8% gedaald sinds 2001.

Bepalende factoren voor verschil in broeikasgasemissies tussen biologische en gangbare landbouw kunnen beschreven worden op basis van de vergelijkende test uitgevoerd op een proefbedrijf in Duitsland door Flessa et al. (2002). In deze studie waren de belangrijkste bronnen van CO<sub>2</sub> de uitstoot bij fossiele brandstofproductie en -consumptie en de uitstoot bij de productie van chemische meststoffen. N<sub>2</sub>O komt vooral vrij bij de denitrificatieprocessen in akkerland en bij lokale mestdeposities van grazend vee, hetgeen ook aanleiding geeft tot methaanemissie. N<sub>2</sub>O en CH<sub>4</sub> komen verder vrij bij de productie van synthetische meststoffen en bij de productie en consumptie van diesel brandstof. Methaan kwam vooral vrij bij het vee zelf en bij de mestopslag. Indien we biologische landbouw en gangbare naast elkaar leggen, merken we bij bio:

- een lagere veebezetting, maar een hoger ruwvoedergebruik; dit zal verschillen in CH<sub>4</sub>-emissie bepalen; meer krachtvoer bepaalt dan weer de CO<sub>2</sub>-uitstoot.
- geen gebruik van chemische meststoffen en gewasbeschermingsmiddelen: de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O die bij het productieproces vrijkomen zijn dus bij bio afwezig;
- mogelijk een hoger brandstofgebruik door de mechanische onkruidbestrijding.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de verschilposten (en het belang ervan) verwijzen we naar de levenscyclusanalyse verderop in dit rapport.

In een recente studie van Casey en Holden (2006) werd getracht om via regressieanalyse het verband tussen broeikasgasemissie en de onderliggende factoren aan te tonen. Er blijkt een positieve correlatie tussen de totale broeikasgasemissie per hectare of per levend gewicht en de veebezettingsdichtheid, vooral indien de emissie per oppervlakte-eenheid (ha) wordt uitgedrukt. Er werden in deze studie ook significante verschillen vastgesteld tussen de emissies bij de conventionele en bij de biologische veebezetting. Verder blijkt er een duidelijk verband tussen de hoeveelheid synthetische N meststof toegediend en de emissie per hectare en per kg levend gewicht. Ook hier werd tussen de verschillende bedrijfstypes (gangbaar of gangbaar met AMM) een significant verschil vastgesteld in hoeveelheid meststof toegediend. Bij bio worden uiteraard geen synthetische meststoffen toegediend. Casey en Holden onderzochten verder het verband tussen krachtvoergift en broeikasgasemissie. De auteurs stelden een significant verschil vast tussen de bedrijfstypes in hoeveelheid krachtvoer geconsumeerd per dier, hetgeen logisch is gezien de beperking in bio op het krachtvoergebruik. Ze stelden verder een positief verband vast tussen emissie per hectare en kg krachtvoer per dier per jaar. Als laatste onderzochten ze het verband tussen de broeikasgasemissie en de hoeveelheid levend gewicht geproduceerd per hectare per jaar. Er bleek een overduidelijk positief verband tussen de emissie per hectare per jaar en het aantal kg levend gewicht geproduceerd per hectare per jaar. Iets minder duidelijk maar toch significant was het verband tussen emissie uitgedrukt per kg levend gewicht en het aantal kg levend gewicht geproduceerd per hectare. Er werd verder een significant verschil vastgesteld tussen de verschillende bedrijfstypes (bio of gangbaar) inzake productie van kg levend gewicht per hectare.

### **6.3 Toestand (o.b.v. literatuur)**

Voor de verschillen in CO<sub>2</sub>-sequestratiepotentieel verwijzen we naar voorgaand hoofdstuk. Dalgaard et al. (2001) ontwikkelden en valideerden een model dat het gebruik van fossiele brandstof in de Deense landbouw kan inschatten. Als praktische toepassing werd het energiegebruik van acht conventionele en organische gewastypes op leem-, zand- en geïrrigeerde zandbodems vergeleken. Het energiegebruik was over het algemeen lager in de biologische systemen, maar dat was ook het geval voor de opbrengst. Dalgaard kwam tot de eindconclusie dat conventionele landbouw de hoogste energieproductie had, terwijl biologische landbouw de hoogste energie-efficiëntie had. Dalgaard et al. (2006) stelden in een andere publicatie een nationaal landbouwmodel op voor Denemarken waarin gebruik van

hupbronnen werd doorgerekend, o.a. door gebruik van FADN data (Farm Accountancy Data Network). Ze stelden per oppervlakte-eenheid hogere emissies vast voor conventionele bedrijven dan voor biologische.

Wood et al. (2006) voerden in Australië een levenscyclusanalyse uit waarin bio met gangbare landbouw werd vergeleken, daarbij ook rekening houdend met de indirecte processen (stroomopwaarts). Op basis van data van een gedetailleerde enquête besloten ze dat het directe energiegebruik, energiegerelateerde emissies en broeikasgasemissies hoger zijn voor de biologische steekproef dan voor een vergelijkbaar conventionele steekproef. Echter, de indirecte bijdragen voor alle factoren waren veel hoger voor de conventionele bedrijven, waardoor hun totale impact substantieel hoger werd dan de biologische. De auteurs pleiten er dan ook voor om de indirecte effecten mee te nemen, gezien de grootste impacten zich niet op het landbouwbedrijf situeren.

De veebezetting is in biologische landbouw normaalgezien lager dan in het vergelijkbare conventionele bedrijf. Gegeven de grote bijdrage van ruminanten in de methaanproductie lijkt het verlagen van de veebezetting een eenvoudige managementmaatregel om de methaanemissie per oppervlakte-eenheid te verlagen. Pinares-Patino et al. (2007) monsterden de methaan- en koolstofdioxide-emissies van vaarzen bij een hoge en lage veebezetting in het Franse Centraal Massief. Ze konden geen duidelijke relatie opstellen tussen verhoogde bezetting en verhoogde emissie.

Leifeld en Fuhrer (2005) analyseerden de broeikasgasemissies in Zwitserland sinds 1990. Zij linken de daling met 10% van de broeikasgasemissies uit landbouw aan de switch naar meer geïntegreerde en biologische productie.

Flessa et al. (2002) vergeleken in een Duitse studie de broeikasgasemissies tussen een biologisch en vergelijkbaar conventioneel bedrijf. Hun resultaten gaven aan dat de omschakeling naar biologische landbouw zou leiden tot gereduceerde emissies per hectare, maar dat opbrengstgerelateerde emissies niet zouden verlagen.

Olesen et al. (2006) definieerden een model dat op bedrijfsniveau nagaat wat de broeikasgasemissies zijn op conventionele en biologische bedrijven. Op basis van hun simulaties kwamen ze ook tot lagere emissies per hectare voor biologische bedrijven.

Casey en Holden (2006) voerden een levenscyclusanalyse uit om na te gaan of er verschillen zijn in emissie tussen conventionele, conventionele met agromilieumaatregelen (AMM) en biologische rundveebedrijven in Ierland. Ze drukten de emissies uit per kg levend gewicht (LG) en per oppervlakte-eenheid. De gemiddelde emissie van vijf conventionele bedrijven bedroeg 13 kg CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> LG j<sup>-1</sup> of 5346 kg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>, van de vijf conventionele met AMM 12,2 resp. 4372 kg en van de vijf biologische bedrijven 11,1 resp. 2032 kg. Ze besloten dat het evolueren naar extensievere systemen de emissies per eenheid product en per hectare verlagen maar dat de productie per hectare dan wel verlaagd.

Lotter (2003) stelt in zijn review over de ontwikkeling van biolandbouw in de VSA dat zowel het fossiele brandstofgebruik als de broeikasgasemissies, naast andere milieu-impacten van de landbouw, lager zijn in biologische landbouw ten opzichte van gangbare.

Syvasalo et al. (2006), die de emissies per hectare (en de nitraatuitloging) van N<sub>2</sub>O en CH<sub>4</sub> op biologisch en gangbaar beheerde percelen vergeleken, konden geen verschil vaststellen tussen beide systemen.

De Boer (2003) trachtte op basis van verschillende LCA (Life Cycle Assessment) studies en een eigen case studie een uitspraak te doen over mogelijke verschillen in milieu-impact tussen biologische en conventionele melkveebedrijven. Zijn eerste conclusie betrof de moeilijkheid om verschillende LCA's met elkaar te vergelijken gezien het gebrek aan internationale standaardisatie (in 2003). De vergelijking werd uitgedrukt per liter melk. De Boer merkt op dat, doordat bij biologische landbouw de methaanproductie hoger ligt in vergelijking met gangbare bedrijven, een reductie in emissie ten opzichte van gangbaar, enkel kan bereikt



worden door de CO<sub>2</sub> en N<sub>2</sub>O emissie sterk te verlagen, gegeven dat de methaanemissie tussen de 48 en de 65% van de broeikasgasemissie op melkveebedrijven uitmaakt.

Uit de LCA toegepast in het doctoraat van Iepema (2001), aangehaald door de Boer (2003), blijkt een hoger broeikasgasemissiepotentieel op het biologische melkveebedrijf in vergelijking met de gangbare tegenhanger, uitgedrukt per liter melk.

Haas et al. (2001) die op basis van LCA een vergelijking maakten tussen 18 bedrijven met intensief, extensief en biologisch beheerd grasland in Zuid Duitsland, berekenden een broeikasgaspotentieel van 9,4, 7,0, en 6,3 CO<sub>2</sub>-equivalenten per hectare en 1,3, 1,0 en 1,3 CO<sub>2</sub>-equivalenten per ton melk voor het intensieve, het extensieve en het biologische bedrijf.

Op basis van de LCA van Cederberg en Mattson (2000), waarin conventionele en biologische bedrijven in Zweden werden vergeleken, bleek de emissie van broeikasgassen (uitgedrukt in CO<sub>2</sub>-equivalenten per liter) hoger in het conventionele systeem. De methaanemissies van runderen van biologische bedrijven lagen wel 10 à 15% hoger dan de conventionele tegenhanger, door de voederstrategie met een groter aandeel ruwvoeder.

In een recent Nederlands rapport (Bos et al., 2007) werden de broeikasgasemissies tussen bio en gangbaar vergeleken aan de hand van simulaties met modelbedrijven. Bos stelt vast dat biologische melkveebedrijven, doordat ze extensiever van aard zijn, een lagere broeikasgasuitstoot per hectare vertonen (gemiddeld 40%). De broeikasgasemissie per ton melk is ongeveer 10% lager. Voor de akkerbouwbedrijven speelt het bodemtype een bepalende rol. Voor het biologisch akkerbouwmodelbedrijf op klei is de uitstoot per hectare gemiddeld 36% lager, voor het modelbedrijf met groenten op zand 22%. Per ton product is de broeikasgasemissie van het biologische bedrijf op klei 7 à 8% hoger dan het gangbare, voor het groentebedrijf op zand stijgt dit zelf naar 25%.

Indien we deze kwalitatieve beschrijving willen samenvatten dan merken we vooreerst, in het geval van rund- en melkveehouderij, het belang op van de methaanemissie in de totale emissie. We merken ook het belang op van de indirecte energieposten. De lagere veebezetting in biologische landbouw zorgt per oppervlakte-eenheid voor een lagere emissie, het geven van meer ruwvoerders verhoogt dan weer de emissie. Over de verschillende publicaties heen, lijkt biologische landbouw gelijk tot beter te scoren indien de emissies per hectare worden uitgedrukt. Per eenheid product is het onduidelijk welke landbouwvorm beter scoort.

## **6.4 Kwantitatieve luik: sign-tests en meta-analyse**

Op basis van onze selectiecriteria (na 1991, (semi) paired, peer reviewed) konden 9 studies weerhouden worden, met in totaal 167 observaties. In sommige gevallen werd alleen melding gemaakt van de totale broeikasgasemissie per hectare, soms alleen van de emissie per eenheid output, soms enkel van één type broeikasgas, soms betrof het een combinatie. De geselecteerde papers brachten de emissies stroomopwaarts in de keten ook in rekening (confer Levenscyclusanalyse).

### **6.4.1 Sign test**

Voor de sign-test op basis van de totale broeikasgasemissie uitgedrukt in CO<sub>2</sub>-equivalenten per hectare kwamen 4 studies in aanmerking met 44 gepaarde datapunten in totaal. De toegepaste procedure is als volgt:

1. uitstoot bio – uitstoot gangbaar (per ha)
2. aantal negatieve versus aantal positieve observaties
3. kans? Binomiaalverdeling,  $p=0,5$

Van de 44 verschillen was er geen enkel positief, de kans dat dit op willekeur berust is volgens de binomiaal test 0. Dit betekent concreet dat de uitstoot per hectare bij gangbare bedrijven hoger ligt dan bij biologische.

Voor de sign-test op basis van de output kwamen 3 studies in aanmerking, met in totaal 21 gepaarde vergelijkingspunten. Bio blijkt opnieuw lager dan gangbaar te scoren. De kans dat dit op willekeur berustte, bedroeg 0,003 of was quasi onbestaande. Voorzichtigheid is geboden bij de interpretatie van dit resultaat. Eén van de studies leverde 15 gepaarde datapunten aan, dewelke allemaal negatief waren. Bij weglating van deze studie bleven 6 datapunten over, waarvan 4 positief. De kans dat dit op willekeur berust is 0,23, hetgeen betekent dat we niet mogen aannemen dat er een verschil is tussen bio en gangbaar op basis van deze 2 studies.

#### 6.4.2 Meta-analyse CO<sub>2</sub>-equivalenten per hectare

Voor de meta-analyse op basis van studies die een totale broeikasgasemissie (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O) rapporteren per hectare komen 4 studies in aanmerking, met in totaal 101 datapunten.

**Tabel 24. (Log) respons ratio broeikasgasemissie per hectare van biologische versus conventionele bedrijven**

| Aantal datapunten           | Relatieve emissie (bio/conventioneel) |              |                  |               |             |
|-----------------------------|---------------------------------------|--------------|------------------|---------------|-------------|
|                             | Niet gewogen                          | Fixed effect | Q                | Random effect | BI          |
| 4 studies<br>101 datapunten | 0,55                                  | 0,52         | 25,56<br>(16,9)* | 0,52          | 0,43 - 0,61 |

( ) =  $\chi^2_{df-1}$ ,  $\alpha = 0,05$

\* Between study variabiliteit hier significant

BI = betrouwbaarheidsinterval

Biologische landbouw scoort beduidend beter dan gangbare landbouw, met een emissie die iets meer dan de helft bedraagt van de gangbare emissie. We merken verder op dat het een heterogeen effect betreft, dus de studies vertonen significante variabiliteit ten opzichte van elkaar. 2 studies rapporteren verschillen tussen de 10 à 20%, terwijl de 2 andere verschillen van 60% en meer rapporteren. Het betrof hierbij telkens een LCA waarin biologische melkveehouderij met gangbare werd vergeleken. We veronderstellen dat de verschillen resulteren uit de onderliggende assumpties die in het geval van modellering gemaakt worden en uit de keuze van gangbare en biologische vergelijkbare 'paren'.

#### 6.4.3 Meta-analyse CO<sub>2</sub>-equivalenten per eenheid product

Voor de meta-analyse per eenheid output is nog meer voorzichtigheid geboden, gezien slechts 2 studies bruikbare data opleverden (met CO<sub>2</sub>-equivalenten voor de 3 posten gerapporteerd). Tabel 25 geeft de resultaten weer.

**Tabel 25. (Log) respons ratio broeikasgasemissie per eenheid product van biologische versus conventionele bedrijven**

| Aantal datapunten          | Relatieve emissie (bio/conventioneel) |              |                 |               |             |
|----------------------------|---------------------------------------|--------------|-----------------|---------------|-------------|
|                            | Niet gewogen                          | Fixed effect | Q               | Random effect | BI          |
| 2 studies<br>53 datapunten | 0,90                                  | 0,93         | 3,57<br>(16,9)* | /             | 0,88 – 1,06 |

( ) =  $\chi^2_{df-1}$ ,  $\alpha = 0,05$

\* Between study variabiliteit hier niet significant

BI = betrouwbaarheidsinterval

De tussenstudie variabiliteit is niet significant, ze mogen dus gecombineerd worden. Gemiddeld ligt de broeikasgasemissie o.b.v. deze 2 studies 7% lager dan de conventionele.

Het betrouwbaarheidsinterval omvat echter de waarde waarbij 0% verschil wordt vastgesteld. Dit wijst op het feit dat beide systemen qua broeikasgasemissie per eenheid output niet significant van elkaar verschillen.

#### 6.4.4 Meta-analyse methaanemissie per hectare

In totaal rapporteerden 3 studies de methaanemissies voor beide systemen, uitgedrukt in kg/ha. Het beperkt aantal studies noopt ons opnieuw tot voorzichtigheid. De Q-test wijst erop dat de 3 studies een zelfde effect meten en dat ze dus kunnen gecombineerd worden. De methaanemissie op biologische bedrijven zou volgens deze studies gemiddeld een derde lager liggen dan voor gangbare bedrijven. Het betrouwbaarheidsinterval ligt tussen de 50% en de 12% lager.

**Tabel 26. (Log) respons ratio methaanemissie per hectare van biologische versus conventionele bedrijven**

| Aantal datapunten          | Relatieve emissie (bio/conventioneel) |              |                 |               |             |
|----------------------------|---------------------------------------|--------------|-----------------|---------------|-------------|
|                            | Niet gewogen                          | Fixed effect | Q               | Random effect | BI          |
| 3 studies<br>21 datapunten | 0,60                                  | 0,66         | 0,34<br>(5,99)* | /             | 0,50 – 0,88 |

( ) =  $\chi^2_{df-1}$ ,  $\alpha = 0,05$

\* Between study variabiliteit hier niet significant

BI = betrouwbaarheidsinterval

#### 6.4.5 Meta-analyse N2O-emissie per hectare

Voor de meta-analyse van de stikstofoxide-emissie per hectare kwamen 4 studies in aanmerking, met in totaal 31 datapunten. De studies vertoonden onderling significante heterogeniteit, dus werd een random effect geschat. De N2O emissie is op basis van deze studies per hectare tussen de 45 à 30% lager in het biologische systeem.

**Tabel 27. (Log) respons ratio stikstofoxide-emissie per hectare van biologische versus conventionele bedrijven**

| Aantal datapunten          | Relatieve emissie (bio/conventioneel) |              |                   |               |             |
|----------------------------|---------------------------------------|--------------|-------------------|---------------|-------------|
|                            | Niet gewogen                          | Fixed effect | Q                 | Random effect | BI          |
| 4 studies<br>31 datapunten | 0,86                                  | 0,66         | 18,46<br>(14,06)* | 0,61          | 0,54 – 0,69 |

( ) =  $\chi^2_{df-1}$ ,  $\alpha = 0,05$

\* Between study variabiliteit hier significant

BI = betrouwbaarheidsinterval

### 6.5 Besluit

Voor broeikasgasemissies merken we eerst en vooral de belangrijke bijdrage op van landbouw in de totale methaanemissies en de N2O emissies. De landbouwbijdrage in de CO2-emissies is eerder laag. Voorgaand hoofdstuk gaf aan dat biologische managementpraktijken ertoe leiden dat gemiddeld meer koolstof vastgelegd wordt in de bodem dan de gangbare. Op basis van dit hoofdstuk kunnen we besluiten dat biologische landbouw per hectare een duidelijk lagere broeikasgasemissie realiseert dan gangbare. In het geval we focussen op de 2 verliesposten waar landbouw een prominente plaats inneemt, methaan en stikstofoxide, blijkt

per hectare opnieuw een betere score voor het biologische landbouwsysteem. We wijzen wel op het beperkt aantal studies die tot op heden de broeikasgasemissies van beide systemen hebben vergeleken.

## **7 De impact van gewasbeschermingsmiddelen in de biologische teelt versus de conventionele landbouw: evaluatie aan de hand van de PRIBEL indicator**

Sofie Vergucht

De Pesticide Occupational and Environmental Risk (POCER) indicator, een specifiek evaluatiesysteem voor chemische gewasbeschermingsmiddelen, werd ontwikkeld aan de Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen van de Universiteit Gent (Vercruysse & Steurbaut, 2002). De multirisico-indicator is ontwikkeld conform de Europese wetgeving betreffende het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen. De wetenschappelijke benadering van de POCER-indicator is gebaseerd op Bijlage VI van de Europese Richtlijn 91/414/EC die een beschrijving geeft van de Uniforme Beginselen voor het evalueren en toelaten van gewasbeschermingsmiddelen (Consleg, 1991). In 2006 werd het POCER concept verfijnd en ontstond PRIBEL of Pesticide Risk Indicator for BELgium (Vergucht et al, 2006), momenteel aangewend als evaluatiemiddel in het Federale Reductieplan voor Pesticiden en Biociden dat loopt van 2001 tot 2010 (FOD VVVL, 2005).

PRIBEL bestaat uit zeven modules (deelindicatoren), waarvan twee modules het humane risico schatten, en vijf modules het risico voor het milieu. Voor elke module wordt een risico-index bekomen, dit is de verhouding tussen de blootstellingsanalyse (Predicted Environmental Concentration of PEC) en de effectenanalyse (Predicted No Effect Concentration of PNEC). Voor de berekening van de blootstellingswaarden worden internationaal aanvaarde Tier I modellen gebruikt. De toxicologische waarden gebruikt in de effectenanalyse zijn erkende eindpunten, gedefinieerd in Bijlage VI van Richtlijn 91/414/EC.

In het kader van dit project kan PRIBEL aangewend worden om de impact van biologische gewasbeschermingsmiddelen gebruikt in de biologische landbouw te vergelijken met het risico dat veroorzaakt wordt door chemische gewasbeschermingsmiddelen in de gangbare landbouw.

### **7.1 Kwalitatieve beschrijving van de impact van gewasbeschermingsmiddelen gebruikt in de biologische landbouw**

De bescherming van biologisch geteelde gewassen tegen ziekten en plagen en de onkruidbestrijding dient in de eerste plaats te gebeuren door een combinatie van volgende aspecten: een geschikte raskeuze (rassen aangepast aan het bodemtype, het heersende klimaat en met een natuurlijke resistentie genieten de voorkeur), een passend vruchtwisselingsschema, bepaalde teeltperiodes die vermeden worden wegens hoge druk van specifieke plagen, mechanische teeltprocedures (bijvoorbeeld wieden van onkruid), thermische onkruidverdelging, fysische verweringsmethodes (bvb. het afdekken van de teelt met een vliesdoek of insectengaas), het inzetten van natuurlijke vijanden zoals sluipwespen of lieveheersbeestjes en bescherming van deze natuurlijke vijanden met specifieke middelen (heggen, nestplaatsen).

Een aantal gewasbeschermingsmiddelen zijn toegelaten in de biologische teelt, toch wordt het gebruik ervan slechts geadviseerd bij acute problemen die niet met voorgaande middelen te verhelpen zijn. Bij de toelating van een gewasbeschermingsmiddel voor de biologische teelt wordt voornamelijk gekeken naar het natuurlijke karakter. Omtrent de betekenis van de omschrijving “natuurlijke middelen” of “biologische middelen” heerst nog vaak een

misverstand bij de bevolking. Natuurlijke of biologische middelen zijn niet per definitie onschadelijk. Ook plantenextracten kunnen erg toxisch zijn voor mens of milieu. Pyrethrum bijvoorbeeld, een plantenextract en dus natuurlijk product houdt een hoog risico in voor bijen omwille van zijn toxische eigenschappen voor bijen.

Alle producten (chemische en biologische) houden een risico in, en uiteraard zijn er een aantal chemische gewasbeschermingsmiddelen die behoorlijk risicovol zijn, maar bij een correct gebruik aan de voorgeschreven toegelaten dosis vormen zij zelden een onaanvaardbaar risico voor mens en milieu. Paracelsus wist het al in de 16e eeuw "dosis sola facit venenum", of de dosis bepaalt of iets een gif is. Zo staan er in ieders tuin wel een aantal "giftige" planten, en kunnen ook natuurlijke gewasbeschermingsmiddelen bij een te hoog of ondoordacht gebruik schadelijk zijn. Omwille van voorgaande redenen is het belangrijk dat zowel conventionele als biologische telers bij het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen steeds de nodige voorzorgsmaatregelen in acht nemen ter bescherming van hun eigen gezondheid en het milieu.

Momenteel is het aanbod van gewasbeschermingsmiddelen voor de biologische landbouw in België vrij beperkt. Diverse factoren spelen hierbij een rol: onvoldoende aanvragen tot erkenning, drempelvrees om de als moeilijk gepercipieerde erkenningsprocedure aan te vatten, kostprijs en duur van een erkenningsprocedure,.. Om dit probleem aan te pakken werd recent binnen de dienst Pesticiden en Meststoffen van de Federale Overheidsdienst, in het kader van het Reductieprogramma voor Pesticiden en Biociden een project opgestart met als doel het aanbod van de biologische gewasbeschermingsmiddelen te verhogen door de erkenningsprocedure beter bekend en toegankelijker te maken. Verschillende pistes worden hiervoor gevolgd: specifieke begeleiding van de ondernemingen tijdens de erkenningsprocedure, afzonderlijke behandeling voor de aanvraagdossiers voor gewasbeschermingsmiddelen van biologische oorsprong (met verkorting van de duur), vermindering van de retributie voor deze middelen en een afzonderlijk informatiekanal op Fytoweb.

Hiernavolgend wordt een overzicht gegeven van de verschillende gewasbeschermingsmiddelen die zijn toegelaten in de biologische teelt. Een korte beschrijving van het middel en eventuele gebruiksvoorwaarden zoals vermeld in het lastenboek voor de biologische landbouw worden eveneens weergegeven (CONSLEG 1991R2092, 2002 en 2004), samen met een indicatie van het risico voor mens en milieu op basis van literatuurgegevens. Na dit beschrijvende deel volgt een kwantitatieve indicatie van het risico door middel van de PRIBEL indicator. Er wordt eveneens notie gemaakt van het feit of de vermelde stof al dan niet is toegelaten op de Belgische markt en of een evaluatie aan de hand van PRIBEL mogelijk is. Drie categorieën kunnen onderscheiden worden:

- Actieve stoffen die in België niet als gewasbeschermingsmiddel aanzien worden en dus niet onder de wetgeving inzake gewasbeschermingsmiddelen vallen. Deze stoffen zijn wel toegelaten in België, maar kunnen niet geanalyseerd worden met PRIBEL daar er geen kwantitatieve toxicologische waarden beschikbaar zijn.
- Actieve stoffen die in België wel als gewasbeschermingsmiddel aanzien worden, maar momenteel niet (meer) over een erkenning beschikken. Deze stoffen mogen dus niet gebruikt worden in de biologische teelt en worden bijgevolg ook niet geëvalueerd met PRIBEL.
- Actieve stoffen die in België erkend zijn als gewasbeschermingsmiddel; deze stoffen zijn toegelaten voor gebruik in de biologische teelt en worden bijgevolg geëvalueerd met PRIBEL.

Wat betreft de aard van de biologische middelen worden ze ingedeeld in vijf klassen:

1. Stoffen van dierlijke of plantaardige oorsprong

➤ Azadirachtine

Deze actieve stof wordt geëxtraheerd uit de *Azadirachta indica* of de neemboom, maar beschikt in België niet over een erkenning als gewasbeschermingsmiddel en mag bijgevolg niet gebruikt worden.

➤ Bijenwas

Dit product mag aangewend worden als afdekkingsmiddel voor snoeiwonden; in België valt dit niet onder de wetgeving van gewasbeschermingsmiddelen. Dit betekent dat het gebruik zonder meer is toegestaan.

➤ Gelatine

Dit insecticide beschikt niet over een erkenningsdossier in België en mag dus niet aangewend worden in de biologische landbouw.

➤ Gehydroliseerde eiwitten

Deze fungeren als lokmiddel; ze mogen echter uitsluitend gebruikt worden indien gecombineerd met andere geschikte producten van deze lijst. Net als bijenwas worden gehydroliseerde eiwitten in België niet als gewasbeschermingsmiddelen beschouwd en is hun gebruik derhalve toegestaan.

➤ Lecithine

Dit fungicide is niet erkend in België en bijgevolg is het gebruik verboden.

➤ Plantaardige oliën

Dit zijn bijvoorbeeld muntolie, pijnolie en karwij-olie. Deze producten zijn niet erkend als gewasbeschermingsmiddel in België en bijgevolg is het gebruik niet toegelaten.

➤ Pyrethrine

Dit insecticide is een extract uit de *Chrysanthemum cinerariaefolium*. Het is in België erkend als gewasbeschermingsmiddel, maar het gebruik ervan in de biologische teelt is slechts toegelaten indien de behoefte erkend is door een controle-instantie.

Pyrethrine is toxisch voor regenwormen en waterorganismen, en zeer toxisch voor bijen. Voor bijen vertoont het wel een afwerend effect. Het wordt geformuleerd met synergisten, bvb. piperonyl butoxide, die detoxificatie tegengaan. Piperonyl butoxide heeft ook een bepaalde toxiciteit voor het milieu, maar in mindere mate dan pyrethrine.

Recent zijn er een aantal producten op de markt waar piperonyl butoxide in de formulering gesubstitueerd wordt door koolzaadolie. Van koolzaadolie zijn nagenoeg geen exacte toxiciteitsdata beschikbaar, maar er wordt aangenomen dat dit minder toxiciteit vertoont dan piperonyl butoxide. Nadelen zijn wel dat het geen detoxificerende eigenschappen bevat en dat aan de voorgeschreven dosis ([www.fytoweb.be](http://www.fytoweb.be)) slechts een vierde van de actieve stof pyrethrine op het veld terechtkomt –en vier keer meer koolzaadolie dan piperonyl butoxide, wat geen extra werking oplevert- waardoor de efficiëntie in vraag gesteld kan worden.

➤ Kwassie

Kwassie is een insecticide en afweermiddel, maar heeft geen erkenning als gewasbeschermingsmiddel in België en kan bijgevolg niet toegepast worden.

➤ Rotenon

Ook dit insecticide bezit geen erkenning meer op de Belgische markt en mag dus niet meer ingezet worden in de biologische teelt.

## 2. Micro-organismen voor biologische ziektebestrijding

Onder de noemer micro-organismen vallen bacteriën, virussen en schimmels, zoals bijvoorbeeld *Bacillus thuringiensis* en het Granulosis virus. Genetisch gemodificeerde producten in de zin van Richtlijn 90/220/EEG van de Raad zijn niet toegelaten.

➤ *Bacillus thuringiensis* (Bt)

*Bacillus thuringiensis* is het laatste decennium uitgegroeid tot één van de frequentst gebruikte middelen in de biologische landbouw. Bt verzamelt een grote groep nauw verwante bodembacteriën. Tijdens het sporevormingsproces worden endotoxine kristallen geproduceerd. Na opname door het insect lossen de kristallen op en beschadigen de darmcellen waardoor het insect stopt met eten en de hongerdood sterft.

*Bacillus thuringiensis* wordt meestal geformuleerd als een preparaat en vervolgens over het gewas gespoten. De bacterie is weinig toxisch voor de mens in de vorm waarin ze aangewend wordt in de landbouw. Ook voor waterorganismen, vogels, regenwormen en bijen vertoont de bacterie geen hoge toxiciteit. Toch blijkt uit verschillende wetenschappelijke publicaties dat er nog veel onduidelijkheid heerst over Bt. Er bestaat nog geen eensluidend antwoord op de vraag in welke samenstelling Bt-spuitpreparaten het best gebruikt kunnen worden en in welke hoeveelheden gespoten mag worden met betrekking tot mogelijke effecten op nuttige insecten. Eveneens rijst de vraag hoe het zit met de resistentieontwikkeling tegen Bt-bacteriën.

Bt-formuleringen bestaan onder verschillende vormen: wereldwijd zijn er 67 verschillende preparaten geregistreerd. Als bovendien ook rekening wordt gehouden met de omzet kan geponeerd worden dat Bt wereldwijd één van de belangrijkste niet-chemische bestrijdingsmiddelen is. Ook in België wordt Bt intensief toegepast.

➤ Granulosis virus

Het granulosis virus fungeert als insecticide tegen de larven van de bladroller in fruit. Het dient opgenomen te worden door het insect, waarna het in de hemolymfe terechtkomt, zich gaat vermenigvuldigen en uiteindelijk leidt tot de dood van het insect.

Wat betreft de humane- en milieutoxiciteit zijn er tot op heden nooit aanwijzingen gevonden dat het Granulosis virus acute of chronische effecten induceert bij de mens of andere organismen dan het doelorganisme aantast. Er heerst een groot tekort aan toxicologische data van afdoende kwaliteit; enkel het risico voor vogels, regenwormen en bijen kan geëvalueerd worden met PRIBEL.

## 3. Alleen in vallen en/of verstuivers te gebruiken stoffen



De vallen en/of verstuivers zijn zodanig ontworpen dat de stoffen niet in het milieu kunnen terechtkomen en niet met de geteelde gewassen in contact kunnen komen. Na gebruik dienen ze verzameld en veilig vernietigd te worden.

➤ Diammonfosfaat

Dit is een lokmiddel dat in vallen gebruikt wordt; het wordt in België niet als gewasbeschermingsmiddel gecatalogeerd en valt bijgevolg ook niet onder de desbetreffende wetgeving. Gebruik is toegestaan.

➤ Metaldehyde

Dit molluscicide of slakkendodend middel tast de slijmcellen van de slakken aan waardoor ze een overdosis slijm uitscheiden en uitdrogen. Het mag alleen in vallen met een afweermiddel voor hogere diersoorten aangewend worden, daar er toch enige vorm van toxiciteit optreedt bij zoogdieren, vogels, regenwormen en bijen.

Het product mocht slechts tot 31 maart 2006 gebruikt worden in de biologische landbouw; het blijft wel toegelaten in België voor gebruik in de conventionele landbouw. In de biologische landbouw werd metaldehyde vervangen door ijzertrifosfaat, wat dezelfde werking heeft. Daar metaldehyde frequent gebruikt wordt in de conventionele landbouw is het risico wel nog terug te vinden in de bijlagen, wat een vergelijking met het vervangend middel ijzertrifosfaat van de biologische teelt mogelijk maakt.

➤ Feromonen

Seksferomonen ontregelen het seksuele gedrag van insecten en lokken ze op die manier in de val. Daar feromonen in België geen erkenning hebben als gewasbeschermingsmiddel mogen ze enkel aangewend worden voor tellingen, en niet als insecticide in de biologische landbouw.

➤ Pyrethrumderivaten (deltamethrin en lambda-cyhalothrin)

Deze twee pyrethroïde-insecticiden mogen enkel in vallen met specifieke lokmiddelen gebruikt worden, en uitsluitend ter bestrijding van *Batrocera oleae* (de olijffruitvlieg) en *Ceratitis capitata* (de mediterrane fruitvlieg), beide schadeverwekkers bij olijven. Voor België op het eerste zicht minder interessant daar hier geen olijven geteeld worden, maar daar olijven best gesmaakt worden door de Belgische consument en deze bijgevolg blootgesteld kan worden aan de residu's, zijn de stoffen wel opgenomen in de lijst.

Hoewel derivaten van pyrethrine, zijn deltamethrin en lambda-cyhalothrin synthetisch vervaardigde gewasbeschermingsmiddelen. Daar dit niet strookt met een van de basisbeginselen van de biologische landbouw, namelijk het inzetten van uitsluitend natuurlijke middelen, moet de behoefte door de controle instantie erkend zijn.

Beide actieve stoffen zijn vrij toxisch voor aquatische organismen en bijen. Bij een correct gebruik wordt het risico voor het milieu sterk gereduceerd daar het ontwerp van de vallen en verstuivers grotendeels verhindert dat de stoffen in het milieu terechtkomen.

#### 4. Aan de oppervlakte tussen de planten te dispergeren bereidingen

➤ Ijzertrifosfaat

Dit molluscicide interfereert met het calciummetabolisme in het darmkanaal van de slak, waardoor deze stopt met eten en sterft. Let wel, ijzertrifosfaat zoals vermeld in het lastenboek staat op Fytoweb en in alle toxiciteitsbronnen vermeld als ijzerfosfaat. Sinds 1 april 2006 vervangt ijzer(tri)fosfaat metaldehyde als slakkendodend middel in de

biologische landbouw. Het is toxisch voor regenwormen; aangezien deze behandeling vrij op de grond gebeurt tussen de planten, manifesteert zich een groot risico voor regenwormen. Het merkwaardige feit dat metaldehyde (eveneens een molluscicide dat als een lokmiddel in korrelvorm geformuleerd wordt) enkel in vallen en verstuivers mocht toegepast worden en ijzertrifosfaat vrij tussen de planten gedispergeerd mag worden is een anomalie in het lastenboek. Ijzertrifosfaat is namelijk 100 keer toxischer voor regenwormen dan metaldehyde; toch worden geen voorzorgsmaatregelen voorgeschreven om direct contact met de bodem te vermijden.

Er ontbreken een aantal essentiële toxiciteitsdata voor ijzertrifosfaat, dit impliceert het ontbreken van een risico-index voor grond- en oppervlaktewater en voor bijen.

## 5. Andere stoffen die traditioneel in de biologische landbouw gebruikt worden

### ➤ Koper

Koper is voor veel teelten onmisbaar en wordt bijgevolg -bij gebrek aan alternatieven- frequent toegepast in de biologische teelt. Evenwel kan het gebruik van koper door accumulatie in de bodem gevolgen hebben op lange termijn, wat onverenigbaar is met het streven van de biologische landbouw naar milieuvriendelijkheid. Daarom zijn strikte voorwaarden voor het gebruik van de verschillende kopervormen opgelegd.

Vanaf 1 januari 2006 geldt een maximale toepassingsdosis van 6 kg/ha/jaar. Voor blijvende teelten, zoals bijvoorbeeld appelbomen, mocht de totale gebruikte maximumhoeveelheid vanaf 23 maart 2002 tot en met 31 december 2006 niet groter zijn dan 38 kg koper per hectare. Vanaf 1 januari 2007 wordt de maximumhoeveelheid die jaarlijks per hectare mag worden gebruikt berekend door de in de voorafgaande vier jaar gebruikte hoeveelheden af te trekken van de totale maximumhoeveelheid van respectievelijk 36, 34, 32 en 30 kg koper per hectare voor respectievelijk 2007, 2008, 2009 en 2010 en volgende jaren. Ook bij koper moet de behoefte door de controleorganisatie erkend zijn.

De koperverbindingen hebben een fungicide-werking. Aangezien koper een chemisch element is, degradeert het niet in de bodem en wordt het evenmin getransformeerd in metabolieten. Bijgevolg is de halfwaardetijd van koper in de bodem heel hoog (sommige bronnen vermelden 1000 dagen). Toch blijft het risico voor contaminatie van het grondwater beperkt doordat koper sterk bindt aan de bodemdeeltjes waardoor de hoeveelheid vrije koperionen in de bodemoplossing laag is en bijgevolg ook de biobeschikbaarheid klein is.

#### ○ Koperhydroxide

Treedt op als fungicide en bactericide doordat de koperionen geabsorbeerd worden door sporen van schimmels en bacteriën. Eens geabsorbeerd verstoort koper de enzymsystemen van de pathogenen. De toxiciteit van koperhydroxide voor bijen, vogels en regenwormen is middelmatig. Alle kopervormen zijn behoorlijk toxisch voor aquatische organismen, vissen in het bijzonder. Andere specifieke toxiciteitsgegevens zijn vaak niet beschikbaar voor de verschillende vormen; meestal wel voor koper in het algemeen.

#### ○ Koperoxychloride

Koperoxychloride is minder toxisch voor aquatische organismen (crustaceeën, vissen en algen) dan koperhydroxide. Voor landorganismen, namelijk bijen, vogels en regenwormen daarentegen vertoont koperoxychloride een hogere toxiciteit. De beschikbare gegevens voor de consument (ADI-waarden) zijn gelijk.

- Tribasisch kopersulfaat of Bordeauxse pap

Dit is een oud middel, toxisch voor bijen, weinig toxisch voor vissen en een groot gebrek aan andere data. In de conventionele landbouw wordt het nagenoeg niet meer aangewend.

- Koperoxide

In tegenstelling tot de drie voorgaande stoffen is koperoxide in België niet erkend als gewasbeschermingsmiddel. De acute toxiciteit is van een gemiddeld niveau, doch ook hier ontbreken heel wat accurate gegevens. Koperoxide dient ook als basisstof voor de bereiding van kopersulfaat.

➤ Ethyleen

In België wordt ethyleen niet als gewasbeschermingsmiddel aanzien. Het mag bijgevolg gebruikt worden. Etheen (beter bekend onder de oudere naam ethyleen) werkt als een hormoon in planten en wordt aangewend bij het versneld laten rijpen van bananen.

➤ Kaliumzout van vetzuur (zachte zeep)

De zogenaamde zachte zeep wordt verkocht als kaliumzouten van vetzuren afkomstig van bepaalde planten, en fungeert als insecticide. Het tast de cuticula van de insecten aan en veroorzaakt als dusdanig dehydratie en uiteindelijk het afsterven van de doelorganismen. Het wordt vaak gebruikt in combinatie met insectenpredatoren, waarbij wel dient gelet te worden op het feit dat de predatoren eveneens gevoelig zijn voor het product. Ook voor bepaalde planten vertoont zachte zeep fytotoxiciteit.

Hoewel exacte toxiciteitsgegevens niet voorhanden zijn, wordt het product algemeen beschouwd als veilig en niet toxisch voor zoogdieren, noch voor het milieu, door een snelle degradatie. Het is toegelaten in België voor gebruik als gewasbeschermingsmiddel in de groente-, fruit- en sierteelt.

➤ Kalialuin (kalinite)

Kalinite is de minerale vorm van aluminiumkaliumsulfaat en zorgt voor de omgekeerde werking van ethyleen door de rijping van bananen te vertragen. Net als ethyleen wordt het in België niet als gewasbeschermingsmiddel aanzien. Specifieke data omtrent toxiciteit voor mens en milieu ontbreken.

➤ Californische pap (calciumpolysulfide)

Californische pap wordt toegepast als fungicide, insecticide en acaricide. Deze stof beschikt evenwel op dit moment niet over een Belgische erkenning en mag dus niet gebruikt worden.

➤ Minerale oliën

Minerale oliën zijn bijproducten van het destillatieproces van petroleum. Tot de minerale oliën behoren petroleumoliën en winter- en zomeroliën en deze fungeren als insecticiden en fungiciden. De stoffen mogen enkel toegepast worden in fruitbomen, wijnstokken, olijfbomen en tropische gewassen (bvb. bananen), en dit na erkenning van de behoefte

door een controle-organisme. Voor wat betreft toxiciteitsdata van minerale oliën voor mens en milieu gaapt een grote leegte.

Waar minerale oliën in de jaren negentig nog voor honderdduizenden kg verkocht werden in België (aangewend als hulpstof voor gewasbeschermingsmiddelen ter bevordering van de efficiëntie), zijn de producten nu verboden voor gebruik in de landbouw (Fytoweb) en worden ze sinds 2002 niet meer verkocht.

#### ➤ Paraffineolie

Paraffineoliën vormen een klasse binnen de minerale oliën. De verschillende soorten paraffineoliën (hoge en lage sulfoneringsindex naargelang de verzadigingsgraad en de hoeveelheid aromaten) worden sinds 1994 voor tienduizenden kg per jaar verkocht in België en vervangen de laatste jaren voor een groot deel de minerale oliën. Maar terwijl ze in de conventionele landbouw worden toegepast als hulpstof voor gewasbeschermingsmiddelen om een betere uitvloeijing en penetratie van het middel te bewerkstelligen op en in het gewas, kennen ze in de biologische landbouw een toepassing als insecticide en acaricide. Door de lange alkaanketens waaruit ze bestaan verstikken ze als het ware de insecten, waarna de olie zelf snel opdroogt. Aangezien deze stoffen ook schade kunnen berokkenen aan de plant, worden ze best aangewend tijdens de winterfase van het gewas. Het enige wat met zekerheid geponereerd kan worden is dat paraffineolie een lage toxiciteit vertoont voor vissen; andere data ontbreken.

#### ➤ Kaliumpermanganaat

Deze stof die aangewend wordt als fungicide en bactericide mag uitsluitend op fruitbomen, wijnstokken en olijfbomen toegepast worden. Maar in België beschikt de stof niet over een erkenning als gewasbeschermingsmiddel en mag ze dus niet gebruikt worden.

#### ➤ Kwartszand

Kwartszand wordt in de biologische landbouw aangewend als afweermiddel. Het wordt in België niet als gewasbeschermingsmiddel aanzien, en valt bijgevolg niet onder de wetgeving. Gebruik is dus toegestaan. De toxiciteit voor mens en milieu is een groot vraagteken; gegevens zijn vooralsnog niet beschikbaar.

#### ➤ Zwavel

Zwavel doet dienst als fungicide, acaricide en afweermiddel. Zwavel is een stof die reeds lange tijd wordt gebruikt in de landbouw en die efficiënt is als fungicide door een inhibitie van de respiratie. Zwavel is weinig toxisch voor mens en dier. Zwavel is weinig oplosbaar in water waardoor uitloging naar het grondwater beperkt blijft. Het kan wel oxideren tot sulfaat, maar het aandeel sulfaat in bodem en water afkomstig van gewasbeschermingsmiddelen is vrij laag in vergelijking met de natuurlijke hoeveelheid sulfaat die voorkomt.

Voor de conventionele landbouw wordt het risico voor mens en milieu berekend voor alle actieve stoffen die zijn toegelaten in de groenteteelt, met de maximale dosissen die officieel in België zijn toegelaten (Fytoweb, 2007). Voor de biologische landbouw resten nog slechts 12 actieve stoffen (behorende tot de derde categorie, namelijk erkend als gewasbeschermingsmiddel in België) die geïmplementeerd zullen worden in PRIBEL (Tabel 28).

**Tabel 28. Classificatie van de actieve stoffen gebruikt in de biologische landbouw in de Belgische wetgeving en daaraan gerelateerde eventuele inclusie in PRIBEL**

| <b>Classificatie van de actieve stoffen</b>                                                                  | <b>Actieve stoffen</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Stoffen die in België niet als gewasbeschermingsmiddel worden aanzien                                        | <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ bijenwas</li> <li>▪ gehydrolyseerde eiwitten</li> <li>▪ diammonfosfaat</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| TOEGELATEN                                                                                                   | <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ ethyleen</li> <li>▪ kalialuin</li> <li>▪ kwartszand</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| NIET IN PRIBEL                                                                                               |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| Stoffen die in België wel als gewasbeschermingsmiddel worden aanzien maar niet over een erkenning beschikken | <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ azadirachtine</li> <li>▪ gelatine</li> <li>▪ lecithine</li> <li>▪ plantaardige oliën</li> <li>▪ kwassie</li> <li>▪ rotenon</li> <li>▪ feromonen</li> <li>▪ californische pap</li> <li>▪ minerale oliën</li> <li>▪ kaliumpermanganaat</li> </ul>                                                                                                                     |
| VERBODEN                                                                                                     |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| NIET IN PRIBEL                                                                                               |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| Stoffen die in België erkend zijn als gewasbeschermingsmiddel                                                | <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ pyrethrine</li> <li>▪ ijzertrifosfaat</li> <li>▪ pyrethrumderivaten (deltamethrin en lambda-cyhalothrin)</li> <li>▪ kaliumzout van vetzuur</li> <li>▪ paraffine olie</li> <li>▪ koperverbindingen (koperoxychloride, koperhydroxide en tribasisch kopersulfaat)</li> <li>▪ zwavel</li> <li>▪ <i>Bacillus thuringiensis</i></li> <li>▪ granulositis virus</li> </ul> |
| TOEGELATEN                                                                                                   |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| EVALUATIE MET PRIBEL                                                                                         |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |

## 7.2 Berekening met PRIBEL

PRIBEL wordt aangewend ter evaluatie van de impact op mens en milieu van gewasbeschermingsmiddelen die gebruikt worden in de landbouw. De zeven modules zijn de volgende: toepasser (de persoon die het middel gebruiksklaar maakt (mengen en in de tank gieten) en spuit op het veld); consument; aquatische organismen (het risico voor het oppervlaktewater wordt geschat door de effecten op aquatische organismen te meten (daphnia, vissen en algen)); grondwater; vogels; regenwormen en bijen.

PRIBEL vereist een groot aantal fysico-chemische en (eco)toxicologische inputdata om de intrinsieke effecten op mens en milieu zo realistisch mogelijk te kunnen inschatten. Deze data zijn verzameld in de databank van het Labo Fytofarmacie die maandelijks wordt geüpdatet. De data zijn afkomstig van EU-dossiers, FOD VVVL-dossiers, firma's, the Pesticide Manual, Het College voor de Toelatingen van Bestrijdingsmiddelen (CTB), Pandora's Box, toxnet,

extoxnet, safety sheets en specifiek voor de biologische middelen The BioPesticide Manual. Ook de dosis, de toepassingsvoorwaarden en specifieke gebruiksomstandigheden zijn van belang, bijvoorbeeld het verplicht gebruik van vallen en verstuivers die verhinderen dat de stoffen in het milieu terecht komen. Verdere informatie omtrent het concept, de methodologie en de geïmplementeerde formules van PRIBEL kan teruggevonden worden in publicaties en rapporten vermeld in de referentielijst (Vercruysse, F., 2002; Vergucht, S., 2005 en Vergucht, S. et al, 2006).

## 7.3 Evaluatie van de resultaten

In een eerste fase worden de resultaten van alle actieve stoffen die toegelaten zijn in de gangbare *groenteteelt* en de biologische *landbouw* globaal weergegeven, dit betekent een risicowaarde voor elke actieve stof en een rangschikking van de gebruikte stoffen; in een tweede fase wordt een case study uitgewerkt voor twee teelten (herfstprei en bloemkool) en wordt aan de hand van de respectievelijke spuitschema's een risicoprofiel per seizoen weergegeven voor zowel conventionele als biologische teelt.

### 7.3.1 Globale resultaten voor alle actieve stoffen toegelaten in de biologische *landbouw* en de conventionele *groenteteelt*

Bijlage 1 geeft een overzicht van alle toegelaten actieve stoffen in de gangbare *groenteteelt* en de biologische *teelt*, met bijhorende toepassingsdosis zoals die maximaal is vastgelegd op Fytoweb. Omdat een realistisch worst case scenario werd gevolgd zoals dat gebruikelijk is bij risicoanalyses, werd in deze studie met de maximale dosissen gewerkt. De risico-indices voor de 7 compartimenten, berekend per actieve stof, zijn verzameld in bijlage 2. De weergegeven risico-indices (RI) zijn herschaald naar een waarde tussen 0 en 1, met 1 een hoog, onaanvaardbaar risico en 0 een verwaarloosbaar risico. Alles wat tussen 0 en 1 ligt zijn aanvaardbare risico's. Het werken met gewasbeschermingsmiddelen, zowel chemische alsook biologische, houdt steeds een risico in voor mens en milieu. Indien de risico's klein zijn en een Europese vastgelegde drempelwaarde niet overschreden wordt, worden de risico's aanvaardbaar geacht. Voor bepaalde compartimenten hebben een groot aantal actieve stoffen een herschaalde risico-index van 0, dit betekent niet dat er geen risico is, maar dat het risico klein is waardoor het na herschaling aan 0 wordt gelijkgesteld. De risico-indices en bijhorende actieve stoffen zijn gerangschikt in dalende volgorde; dit is gebeurd op basis van de absolute risico-indices (dus voor herschaling). Deze absolute waarden kunnen niet vrijgegeven worden omwille van confidentialiteitsclausules met FOD VVVL en Phytofar.

#### ➤ toepasser

De middelen gebruikt in de biologische teelt vormen geen hoge risico's voor de toepasser. De verschillende kopervormen staan bovenaan met een RI van 0.205, wat voornamelijk te wijten is aan de vrij hoge toepassingsdosis die is toegestaan voor koper (2 kg/ha) en niet aan de toxische eigenschappen van koper voor de toepasser. Voor *Bacillus thuringiensis* en het granulositis virus kan geen risicowaarde berekend worden omwille van het ontbreken van de benodigde toxicologische gegevens. Wat betreft de actieve stoffen toegepast in de conventionele landbouw kan er geconstateerd worden dat voornamelijk insecticiden en fungiciden een significant risico vormen.

#### ➤ consument

Voor de consument is het risicoprofiel eenzijdig positief, met uitzondering van zwavel dat als enigste actieve stof een RI heeft verschillend van 0. Dit is toe te schrijven aan het feit dat de Maximale Residu Limiet (MRL) voor zwavel bijzonder hoog is (50 mg a.s./kg groente). MRL's worden vastgelegd rekening houdende met wat haalbaar is als de Goede Landbouwpraktijken worden gehanteerd. Voor de meeste actieve stoffen varieert de MRL op groenten tussen de 1 en de 5 mg a.s./kg groente. De MRL's voor zwavel dateren van zeer oude erkenningsdossiers en zijn dus, in het kader van de huidige verbeterde landbouwtechnieken, achterhaald. De erkenningsdossiers (en bijhorende MRL's) voor zwavel worden binnenkort herzien, waardoor deze situatie zal rechtgezet worden. In het kader van deze studie werd het jaarverslag (FAVV, 2006) en de databank met residucontroles van het FAVV geconsulteerd (pers. comm.) waaruit onomstotelijk bleek dat de onderzochte zwavelresidu's allemaal onder de detectielimiet lagen. Dit wijst nogmaals op het feit dat een MRL van 50 mg a.s./kg groente achterhaald is, daar de detectielimiet op 0.2 is vastgesteld en dus in geen enkel staal meer dan 0.2 mg a.s./kg groente werd gevonden. Daarom werd in deze studie besloten de MRL van 50 mg a.s./kg groente te vervangen door 0.2 mg a.s./kg groente, wat de RI van zwavel deed verschuiven van een eerste naar een 28<sup>ste</sup> plaats in de rangschikking. Dit is geenszins de correcte werkwijze om een MRL te veranderen, maar dient louter om het opmerkelijke resultaat van zwavel te nuanceren en de discrepantie aan te tonen tussen verouderde MRL's en de huidige gedetecteerde residu's.

Voor koper kan een analoge argumentatie opgezet worden: ook die dossiers en bijhorende MRL's zijn verouderd (20 mg a.s./kg groente), maar de relevantie van deze waarde in het licht van de verbeterde technieken kan niet geverifieerd worden daar het FAVV in 2005 geen controles uitvoerde op koperresidu's. De waarde 20 blijft dus behouden in de berekeningen, maar het vrij negatieve resultaat van koper voor de consument dient gepercipieerd te worden met voorgaande opmerkingen in het achterhoofd.

Voor het granulositis virus en *Bacillus thuringiensis* (beide gebruikt in de biologische teelt) kan geen RI met betrekking tot de consument becijferd worden door de afwezigheid van MRL-waarden. Algemeen kan opgemerkt worden dat het in hoofdzaak fungiciden zijn die de hoogste risico's stellen voor de consument.

### ➤ **grondwater**

Voor grondwater zijn het overwegend herbiciden die bovenaan de risicorangschikking prijken; de koperverbindingen maken hierop een uitzondering. Eerst en vooral dient er notie genomen te worden van het feit dat PRIBEL is ontwikkeld om het risico te evalueren van chemische (organische) gewasbeschermingsmiddelen en dat in het originele concept geen rekening is gehouden met het implementeren van anorganische elementen, zoals bijvoorbeeld koper. De formules ter berekening van het grondwater risico vereisen twee fysico-chemische inputdata per actieve stof, met name de halfwaardetijd ( $DT_{50}$ ) en de repartitiecoëfficiënt tussen organische koolstof en water ( $K_{oc}$ ). Het element koper heeft geen  $DT_{50}$  daar koper altijd in de bodem aanwezig blijft en niet degradeert noch metaboliëten vormt. Ter compensatie wordt in een aantal literatuurbronnen gewag gemaakt van een  $DT_{50}$  van 1000 dagen, maar als dit wordt ingepast in PRIBEL leidt dit tot zeer hoge risicowaarden voor grondwater. Is dit realistisch? Ja en neen. Aangezien koper zolang in de bodem aanwezig blijft bestaat er steeds een zeker risico op accumulatie en verzadiging van de bodem en op uitloging naar het grondwater. Maar aan de andere kant zal koper, eens gedissocieerd tot  $Cu^{2+}$  of  $Cu^+$  (afhankelijk van de redoxpotentiaal) vrij gemakkelijk binden aan de organische fractie, waardoor het niet meer vrij in het grondwater aanwezig en aldus minder biobeschikbaar is. Bepaalde kopervormen zijn bovendien makkelijker wateroplosbaar dan andere, kopersulfaat bijvoorbeeld vertoont een veel grotere wateroplosbaarheid dan koperhydroxide, gevolgd door koperoxychloride. Welke fractie in oplossing komt is sterk afhankelijk van de

bodemkarakteristieken (pH, redoxpotentiaal, samenstelling) en van de andere aanwezige ionen. Het risico op accumulatie en verzadiging van de bodem is beduidend groter in de fruitteelt waar de fruitbomen jaren op dezelfde akker blijven staan en waar een grotere dosis per hectare mag toegediend worden, dan in de groenteteelt waar er in de eerste plaats minder koper wordt gebruikt en waar er door middel van teeltrotatie minder koper in de bodem terecht komt (want niet in alle teelten toegelaten). Er kan bijgevolg geconcludeerd worden dat koper, hoewel de PRIBEL resultaten anders doen uitschijnen en hoewel het lange tijd in de bodem aanwezig blijft en er bijgevolg steeds een risico op accumulatie en verzadiging van de bodem bestaat, geen omvangrijk risico vormt voor uitloging naar het grondwater door zijn specifieke eigenschappen.

#### ➤ **aquatische organismen**

Het risico voor aquatische organismen wordt in grote mate bepaald door het gebruik van insecticiden. Pyrethrine en de pyrethrumderivaten deltamethrin en lambda-cyhalothrin vormen bijgevolg een behoorlijk risico, maar indien de twee derivaten correct gebruikt worden in de biologische teelt -zoals aangegeven in het lastenboek- wordt het risico danig gereduceerd omdat de producten in vallen of verstuivers dienen gebracht te worden zodat ze niet in het milieu kunnen terechtkomen. De resultaten voor deltamethrin en lambda-cyhalothrin zijn berekend door abstractie te maken van het feit dat het risico hoogstwaarschijnlijk beperkt wordt door de vallen en verstuivers. Dit om aan te tonen hoeveel het respectievelijke risico bedraagt in normale gebruiksomstandigheden. Het risico kan bovendien ook nooit 100% gereduceerd worden; er bestaat altijd een kans op uitloging, verdamping of drift uit de vallen en verstuivers. Uiteraard zal bij correcte toepassing van voornoemde systemen het risico beduidend lager zijn dan wat staat aangegeven in de tabel in bijlage 2.

Opnieuw creëren de koperverbindingen een hoog risico van alle toegelaten stoffen in de biologische teelt. Ditmaal is dit te wijten aan de combinatie van een hoge toepassingsdosis en vrij toxische Maximale Toelaatbare Concentraties (MTC's) voor aquatische organismen.

#### ➤ **vogels**

Insecticiden en dan voornamelijk de granule formuleringen veroorzaken de hoogste risico's voor vogels. Bijna alle vogelsoorten hebben grit in hun maag. Grit zijn kleine steentjes waarmee vogels hun voedsel fijnmalen. Omwille van de sterke visuele gelijkenis tussen granules en grit kunnen vogels zich vergissen en granules opeten en alzo een sterk geconcentreerde dosis insecticide in hun lichaam krijgen. Het molluscicide ijzertrifosfaat veroorzaakt het hoogste risico wanneer de biologische middelen worden beschouwd; dit is te wijten aan het feit dat deze stof geformuleerd is als lokmiddel in korrelvorm (GB) wat het risico voor inslikking door vogels sterk verhoogd enerzijds en door de hoge toepassingsdosis en toxiciteit voor vogels anderzijds. Metaldehyde (in de biologische teelt nu vervangen door ijzertrifosfaat maar nog steeds veelvuldig toegepast in de conventionele landbouw) vertoont een nog hoger risico dan ijzertrifosfaat, want het heeft niet alleen een lage letale dosis voor vogels, het percentage actieve stof per granule is ook relatief hoog (6% in vergelijking met 1% voor ijzertrifosfaat). Wat betreft het risico voor vogels is het substituëren van metaldehyde door ijzertrifosfaat in de biologische teelt dus een verbetering.

#### ➤ **regenwormen**

In de tabel die het risico voor regenwormen weergeeft prijkt ijzertrifosfaat opvallend bovenaan, dit komt door de bijzonder hoge toxiciteit voor regenwormen. Als de chemische middelen in beschouwing worden genomen blijken het opnieuw grotendeels de insecticiden te zijn die de hoogste risico's veroorzaken. Voor wat betreft het risico voor regenwormen blijkt



het vervangen van metaldehyde (wat veel lager gerangschikt staat) door ijzertrifosfaat geen goede zaak geweest te zijn.

#### ➤ **bijen**

Het risicopatroom voor het laatste milieucompartiment, de bijen, wordt eveneens in grote mate bepaald door het toepassen van insecticiden. Pyrethrine en de pyrethrumderivaten lambda-cyhalothrin en deltamethrin bevinden zich bovenaan de producten toegelaten in de biologische landbouw, gevolgd door de koperverbindingen. Pyrethrine wordt gekenmerkt door een bijzonder hoge toxiciteit voor bijen. Als lambda-cyhalothrin en deltamethrin in de voorgeschreven vallen en verstuivers worden toegepast zal het risico voor bijen wel verkleinen, maar het valt niet volledig uit te sluiten, vandaar dat het risico zoals voor de andere compartimenten wel berekend werd. De koperverbindingen vertonen eveneens een significante toxiciteit voor bijen.

### **7.3.2 Case study resultaten voor herfstprei en bloemkool**

In de case studies voor biologische teelt werd geopteerd voor prei en kool vanwege de problemen die zich in die specifieke gewassen kunnen voordoen op het domein van ziekten en plagen. In de gangbare teelt van kool en zeker prei wordt een resem gewasbeschermingsmiddelen toegepast; in de biologische kool- en preiteelt daarentegen wordt enkel *Bacillus thuringiensis* gebruikt ter bestrijding van rupsen. In een doorsnee jaar vereist herfstprei een tweetal behandelingen, maar dit jaar bleken uitzonderlijk meer behandelingen nodig (een zestal) wegens de lange periode van eiafleg door de preimot. Preimot is perceelsafhankelijk en daardoor is het aanneembaar dat andere percelen een minder frequente behandeling vroegen, maar in deze studie wordt gewerkt met de gegevens van de proefvelden van het PCBT. Per behandeling wordt 1 kg Xentari / ha aangewend.

Uit praktijkervaringen blijkt echter dat het bestrijdingssucces van de Bt-behandelingen zeer variabel is. De efficiëntie van Bt hangt immers sterk af van een goede timing en herhaling van de behandeling, de weersomstandigheden en van de formulering van het gebruikte product. In bloemkool is er bijzondere aandacht nodig voor kooluil in het najaar; door het gespreide voorkomen van deze rups vinden doorgaans vijf à zes behandelingen met Bt plaats. Het is eveneens zo dat in najaarsteelten meer Bt ingezet wordt in vergelijking met voorjaarsteelten.

Producten op basis van pyrethrum worden slechts sporadisch ingezet en het gebruik is afhankelijk van bedrijf, jaar en teelt. Als het wordt gebruikt is het voornamelijk tegen luis in bladgroenten of rupsen. Veel telers hebben het product voorradig, maar gebruiken het enkel bij hoge nood daar het breedwerkend is en slechts een korte werkingsduur heeft. Ijzertrifosfaat wordt soms aangewend in sla en kool. In tegenstelling tot de fruitteelt waar koper en zwavel veelvuldig worden aangewend, worden ze nauwelijks gebruikt in open lucht groenten. Sporadisch kan koper wel in de tomatenteelt in serres; zwavelverdampers worden eveneens gebruikt in de glasgroenteteelt. Ook in aardappelen wordt koper frequent gebruikt.

In bijlage 3 zijn twee voorbeelden van spuitschema's van herfstprei (2005) en bloemkool (2005) weergegeven met bijhorende risicowaarden per compartiment en per actieve stof. De behandelingen zijn gerangschikt op datum en wat betreft prei opgedeeld in zaaibed behandelingen en behandelingen op het productieveld. Onmiddellijk valt op dat er een pak meer behandelingen vereist zijn in herfstprei dan in bloemkool, en dat bijgevolg de totale risico's die voorkomen gedurende een groeiseizoen voor prei hoger zijn dan de risico's voor

bloemkool. Dit geldt voor alle compartimenten, behalve voor consument en regenwormen (0 voor beide teelten) en aquatische organismen (risico in bloemkool is groter).

Hoewel de actieve stoffen toegepast in de gangbare prei- en bloemkoolteelt –aan de vermelde dosissen die relatief laag zijn- over het algemeen aanvaardbare risico's veroorzaken, is het verschil met de biologische teelt overduidelijk. Hoewel er nog een aantal andere middelen kunnen gebruikt worden in beide teelten, staat enkel *Bacillus thuringiensis* (Bt) vermeld in de biologische teelt. Uit informatie van het Interprovinciaal Proefcentrum voor de Biologische Teelt (PCBT) blijkt dat nagenoeg enkel Bt herhaalde malen wordt toegepast (PCBT, pers. comm.). Het risico van Bt op toepasser, consument, grondwater en oppervlaktewater kan bij gebrek aan toxiciteitsdata niet berekend worden, rest enkel het risico voor vogels, regenwormen en bijen. Deze risico's zijn klein, waardoor deze na herschaling een 0-waarde opleveren. Bij prei stellen zich in de conventionele teelt waar chemische gewasbeschermingsmiddelen aangewend worden risico's voor de toepasser, het grondwater, de regenwormen en de bijen. Bij bloemkool worden de toepasser, het grondwater, het oppervlaktewater en de bijen blootgesteld aan bepaalde risico's.

Er kan geconcludeerd worden dat de biologische teelt onderhevig is aan een hoger risico, maar tegelijkertijd is de markt vaak toleranter ten opzichte van biologisch geteelde producten en maken groenten of fruit met vlekken op toch nog een kans in het winkelkarretje te belanden. Biologische groenten worden aan een tweevoudige controle onderworpen vooraleer ze naar de consument gaan. Blik –de erkende controle-organisatie voor de biologische productie van Integra- of Certagro controleert of er enkel toegestane producten op het bedrijf aanwezig zijn en neemt gewasstalen ter verificatie. Een residucontrole door het Federaal Agentschap van de Voedsel Veiligheid (FAVV) grijpt plaats op de veiling.

Biologische telers worden vaker dan conventionele telers geconfronteerd met teeltmislukkingen. Biologische producten hebben dikwijls een lagere efficiëntie dan chemische middelen, waardoor een zeker oogstverlies dient ingecalculeerd te worden. De gemiddelde opbrengst van een hectare prei bedraagt 40 ton in de gangbare teelt; 20 tot 30 ton in de biologische teelt. Biologisch geteelde bloemkolen zijn doorgaans kleiner in vergelijking met kolen afkomstig van arealen waar chemische gewasbeschermingsmiddelen worden ingezet, maar de kwaliteit is wel van een adequaat niveau. Biologische telers zijn ook vaak inventief wat betreft gewaskeuze: daar spruitkolen zonder het inzetten van chemische bestrijding van duidelijk mindere kwaliteit zijn, worden deze minder geteeld en prefereert men bloemkolen en rode kolen.

## 7.4 Conclusies

Het mag duidelijk wezen dat biologische telers zelden gewasbeschermingsmiddelen toepassen, maar eerder opteren voor alternatieve maatregelen ter bescherming van hun teelt. Samengevat kan geponeerd worden dat wat betreft risico's voor mens en milieu, ingeschat op basis van de PRIBEL methodologie, de biologische groenteteelt een beduidend betere score haalt. Daar er doorgaans slechts enkel *Bacillus thuringiensis* wordt gebruikt in vergelijking met de verschillende behandelingen met insecticiden, fungiciden en herbiciden in bloemkool en voornamelijk in prei, en omdat *Bacillus thuringiensis* bovendien slechts een lage toxiciteit vertoont ten opzichte van het milieu, resulteert dit logischerwijs in een opmerkelijk beter risicoprofiel voor de biologische teelt.

Bij voorgaande conclusie kunnen twee kanttekeningen gemaakt worden. Een eerste is dat van een aantal biologische gewasbeschermingsmiddelen de toxiciteit op mens en milieu nog onvoldoende gekend is. Uniforme en accurate data zoals voor een groot aantal chemische gewasbeschermingsmiddelen samengebundeld zit in een Europees erkenningsdossier, ontbreken vooralsnog voor veel biologische middelen. Dit resulteert in het niet kunnen berekenen van bepaalde risico's voor specifieke compartimenten. Dit is bijvoorbeeld het geval voor *Bacillus thuringiensis*, het granulositis virus, paraffine olie, kaliumzout van vetzuur, ijzertrifosfaat en zwavel. Een aantal producten gehanteerd in de biologische landbouw dateren uit een oudere generatie van gewasbeschermingsmiddelen –zoals koper en zwavel- waardoor de toxiciteitsdata die voorhanden zijn vaak verouderd en achterhaald zijn in het kader van de huidige, moderne landbouwtechnieken.

Een tweede opmerking heeft betrekking op de gekozen teelt, met name de groenteteelt. Er werd geopteerd voor groenteteelt omwille van analogie met de andere onderdelen van deze studie. Het evalueren van de risico's verbonden aan het gebruik van chemische middelen in de groenteteelt levert geen problemen op, maar daar er ten eerste heel weinig biologische middelen aangewend worden en dit bovendien niet de meest risicovolle producten zijn resulteert dit in een eenzijdig positief risicobeeld voor de biologische teelt ten opzichte van de conventionele teelt. Een evaluatie van de risico's in andere teelten –met suggestie van de aardappelteelt of de fruitteelt waar een bredere waaier aan natuurlijke middelen wordt ingezet, bijvoorbeeld koper en zwavel en een aantal insecticiden op basis van pyrethrine- zou een completer beeld kunnen schetsen van de vergelijking tussen risico's in gangbare versus biologische teelt. Om grotendeels aan dit idee tegemoet te komen werden dan ook eerst alle toegelaten middelen in de biologische teelt –en niet uitsluitend in de biologische *groenteteelt*- kwantitatief geëvalueerd met PRIBEL (bijlage 2) om pas daarna een verfijning door te voeren naar de groenteteelt door middel van de spuitschema's van herfstprei en bloemkool.

## 8 Case-studie: vergelijking biologische en gangbare preiteelt a.d.h.v. levenscyclusanalyse

Eline De Backer

### 8.1 Inleiding

De doelstelling van deze case studie is inzicht te bekomen over de milieubelasting eigen aan de gangbare en biologische productie om op die manier een vergelijking tussen beide productiesystemen toe te laten. Dit kan bijdragen om een reductie van de milieubelasting te verwezenlijken voor elk van deze teeltwijzen.

Vooraleer over te gaan tot de eigenlijke case studie, wordt in een eerste deel een beknopte uiteenzetting gegeven over de LCA-methodiek om het geheel in te leiden en wat nader te duiden.

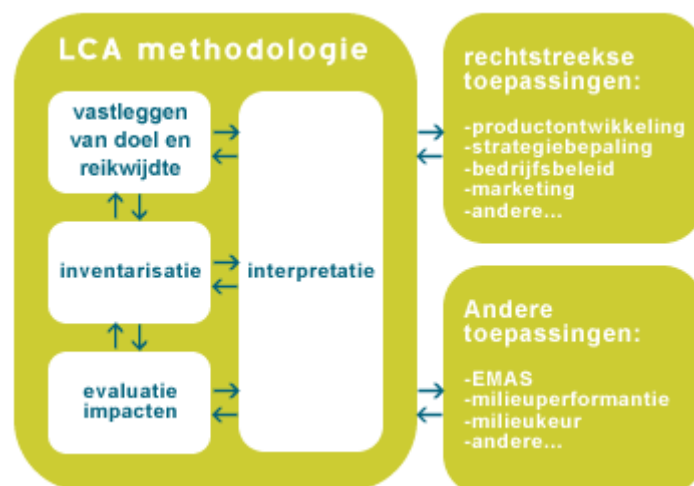
### 8.2 Levenscyclusanalyse – methodologie

#### 8.2.1 Algemene methodologie

Levenscyclusanalyse (LCA) is een methode om te komen tot een integrale analyse van de potentiële milieu-effecten van producten en productsystemen. De verschillende stadia (grondstofwinning, productie, transport, gebruik en afvalverwerking) tijdens de levenscyclus van een product worden nauwkeurig in kaart gebracht, en voor elk stadium wordt een inventaris gemaakt van het energie- en het materiaalverbruik en van de vrijgestelde emissies naar de omgeving (een ‘productanalyse van wieg tot graf’).

De LCA-methodiek omvat vier verschillende op elkaar volgende fasen (Heijungs *et al.*, 1992a): (1) vastleggen van doel en reikwijdte, (2) inventarisatie, (3) effectenbeoordeling en (4) interpretatie. De onderlinge samenhang ervan wordt geïllustreerd in figuur 9. Deze methodologie is gestandaardiseerd door de International Organisation for Standardization (ISO) en vastgelegd in verschillende ISO-normen (ISO 14040, ISO 14041, ISO 14042 en ISO 14043).

**Figuur 9: Methodologisch kader van een LCA (ISO, 1997)**



FASE 1: De *vastlegging van doel en reikwijdte* is de fase waarin de beginkeuzes worden gemaakt die het werkplan voor de hele LCA zullen bepalen. Het doel van het LCA-onderzoek wordt gespecificeerd en vastgelegd. De reikwijdte van de studie wordt bepaald door het tijdsbestek en de nauwkeurigheid van het onderzoek in verhouding tot de doelstelling (Guinée *et al.*, 2001). Bij het bepalen van de systeemgrenzen speelt het onderwerp van de studie dus een belangrijke rol. Dit wordt vastgelegd in de functionele eenheid. De functionele eenheid beschrijft de belangrijkste functies van een productsysteem en geeft aan hoeveel van deze functie in de LCA wordt meegenomen, m.a.w. deze definieert kwantitatief de functievervulling van een product (Bras-Klapwijk *et al.*, 2003). De functionele eenheid wordt gebruikt als uitgangspunt om één of meer alternatieve productsystemen te selecteren die deze functie(s) ook kunnen vervullen en maakt het mogelijk om verschillende systemen te behandelen als functioneel equivalent.

FASE 2: In de *inventarisatiefase (Life Cycle Inventory fase (LCI))* worden alle relevante data verzameld en gestructureerd. Deze fase vormt de kern van de LCA en is tevens de meest tijdsintensieve fase (van den Berg *et al.*, 1995). Het resultaat van de LCI is een lijst die de hoeveelheden gebruikte materialen en energie en de hoeveelheden vrijgestelde emissies bevat. Dit vormt de basis voor de analyse.

FASE 3: Tijdens de *effectenbeoordeling*, ook Life Cycle Impact Assessment (LCIA) of impact-analyse genoemd, wordt een link gelegd tussen het product of de processen en de potentiële milieu- en gezondheidsimpacten. Een LCIA omvat de volgende stappen:

- *Selectie*: kiezen van relevante impactcategorieën m.b.t. humane gezondheid, ecologische gezondheid en uitputting van grondstoffen;
- *Classificatie*: toewijzing van de LCI-resultaten aan de juiste impactcategorieën;
- *Karakterisatie*: modelleren van de ingrepen binnen de impactcategorie. In de karakterisatiestap worden de milieu-ingrepen die tijdens de classificatie op een kwalitatieve wijze zijn ondergebracht bij een welbepaalde impactcategorie, gekwantificeerd in termen van een gemeenschappelijke eenheid voor die categorie. Dit maakt de aggregatie in één score mogelijk en levert de impactscore. Concreet betekent dit dat voor iedere vastgestelde emissie wordt bepaald in welke mate deze bijdraagt tot effecten als broeikaseffect, verzuring, vermesting, etc. De bijdrage van een ingreep aan een impactcategorie wordt gekwantificeerd met behulp van wetenschappelijk gebaseerde conversiefactoren, karakterisatiefactoren genaamd. Deze factoren geven de potentiële schade aan die een ingreep veroorzaakt t.o.v. een referentiestof en iedere geëmitteerde stof draagt hierdoor in verhouding tot zijn 'schadelijkheid' bij aan de score van de betreffende categorie. Een geëmitteerde stof kan in verschillende mate bijdragen aan meerdere impactcategorieën en kent daartoe voor iedere categorie een eigen karakterisatiefactor;
- *Normalisatie*: vergelijking van de resultaten voor de impactcategorieën met een gekozen referentiebasis. Na de normalisatiestap hebben de verschillende impactindicatoren dezelfde eenheid, zogenaamde genormaliseerde scores, wat een onderlinge vergelijking tussen de verschillende categorieën eenvoudiger maakt;
- *Groepering*: impactcategorieën aggregeren in één of meer verzamelingen;
- *Weging*: vaststelling van een rangorde van de alternatieven op basis van het relatieve gewicht van de verschillende milieueffecten;
- *Evalueren en rapporteren van de resultaten*: rapporteren van de LCIA-fase om een beter inzicht te verwerven in de correctheid en betrouwbaarheid van de bekomen resultaten.

- De eerste twee stappen behandelen vooral de vraag naar de indeling van de effecten. In de overige stappen wordt de grootte van de effecten voor de beoordeling bepaald en geëvalueerd.

Volgens de ISO-norm 14042 zijn de eerste drie stappen en de laatste stap verplicht, de overige stappen zijn optioneel en afhankelijk van het doel van de LCA.

FASE 4: De *interpretatiestap* is die fase in een LCA waarbij de resultaten naast elkaar worden gelegd en geïnterpreteerd, rekening houdend met de doelstellingen van de studie en de gevoeligheidsanalyses die werden uitgevoerd, en waarin mogelijkheden worden geïdentificeerd en geëvalueerd om de milieubelasting van het bestudeerde systeem te reduceren (verbeteranalyse).

## **8.2.2 Levenscyclusanalyse toegepast op agrarische productie**

De LCA-methodiek werd in eerste instantie ontwikkeld voor industriële producten. Wanneer deze methodiek zonder aandacht voor de specifieke kenmerken eigen aan de landbouw op agrarische producten zou worden toegepast, bestaat het risico dat een vertekend beeld gevormd wordt. Verschillende publicaties (o.a. Nienhuis & de Vreede, 1994; Meeusen-van Onna & Leneman, 1996; van Zeijts & Reus, 1996; Wegener Sleeswijk *et al.*, 1996; Audsley *et al.*, 1997; Haas *et al.*, 2000; Weidema & Meeusen, 2000a; Weidema & Meeusen, 2000b; Brentrup, 2003; Brentrup *et al.*, 2004a) zijn gewijd aan de uitwerking en ontwikkeling van de LCA-methodologie voor toepassing in de landbouw en formuleren aanbevelingen en oplossingen voor methodologische problemen die hierbij optreden.

De uitvoering van een LCA van landbouwproducten stuit op een aantal problemen m.b.t. het productniveau waarop de te verzamelen gegevens betrekking dienen te hebben. Vergeleken met veel andere economische activiteiten kent de landbouwproductie een relatief groot aantal verschillende productie-eenheden (in dit geval: landbouwbedrijven). De productieprocessen – en daarmee ook de hieraan gekoppelde milieu-ingrepen – kunnen per productie-eenheid sterk verschillen. De uitkomsten van een LCA zijn dus in hoge mate afhankelijk van de keuze van de databronnen (Wegener Sleeswijk *et al.*, 1996). Bovendien wordt de in het algemeen slechte beschikbaarheid van procesdata binnen de LCA-wereld als een belangrijk obstakel ervaren. Eén van de basisproblemen bij het analyseren van de levenscyclus van een productsysteem is die van de eindeloze regressie: ieder proces verwijst naar voorafgaande en volgende processen. In de praktijk worden voorwaardenscheppende faciliteiten, afschrijving en onderhoud van kapitaalgoederen meestal niet in de analyse meegenomen, en wordt de procesboom afgekapt bij processen die slechts heel indirect met de uiteindelijke productie/verwerking van het product te maken hebben. Wegener Sleeswijk *et al.* (1996) geven een overzicht van processen die niet zonder meer buiten beschouwing kunnen gelaten worden.

## **8.3 Case studie: biologische versus gangbare preiteelt**

### **8.3.1 Vastlegging doel en reikwijdte**

#### *8.3.1.1 Doel*

De doelstelling van deze case studie is inzicht te bekomen over de milieubelasting eigen aan de gangbare en biologische prei productie om op die manier een vergelijking tussen beide productiesystemen toe te laten. Dit kan bijdragen om een reductie van de milieubelasting te verwezenlijken voor elk van deze teeltwijzen.

Voor deze case studie werd geopteerd om de impact van gangbare en biologische preiteelt onderling te vergelijken. De studie richt zich op de preiteelt (herfstprei) aangezien dit één van de belangrijkste openlucht groenteteelten is in Vlaanderen.

#### 8.3.1.2 Functionele eenheid

Om de milieubelasting verbonden met de bestudeerde productiesystemen te kunnen vergelijken werd de milieubelasting per eenheid geproduceerd product als vergelijkingsmaatstaf genomen. Prei afkomstig van biologische of gangbare teelt wordt als kwalitatief vergelijkbaar verondersteld. Bovendien wordt aangenomen dat deze voor dezelfde consumptiedoeleinden wordt gebruikt waardoor een eenheid product bijgevolg eenzelfde eenheid functievervulling weergeeft. De functionele eenheid in deze case studie wordt derhalve als volgt gedefinieerd: *de milieubelasting per kg herfstpreiproduktie in de gangbare en biologische Vlaamse tuinbouw*. Als uitgangspunt hiervoor werden de hoeveelheden productiemiddelen die tijdens één teeltseizoen worden verbruikt in aanmerking genomen. Door de daaruit volgende milieubelasting te delen door de jaarproductie per ha werd de milieubelasting per kilogram prei verkregen.

Wanneer twee verschillende teeltwijzen met elkaar worden vergeleken, kan zich de vraag voordoen of als functionele eenheid naast de gebruikelijke product-eenheid (bijvoorbeeld 1 kg prei) niet ook een oppervlakte-eenheid kan worden gekozen (bijvoorbeeld 1 ha preiteelt). In een LCA worden milieu-ingrepen van alle processen die op een willekeurige plek op de wereld plaatsvinden bij elkaar opgeteld en beoordeeld. Dit betekent dat locatiespecifieke effecten en concentraties geen rol spelen, en in een LCA niet tot uitdrukking komen. Wanneer uit een LCA-studie waarin een hectare teelt als functionele eenheid is gekozen zou blijken dat teelt A beter scoort dan teelt B, betekent dit dus nog niet dat teelt A ook voor de betrokken omgeving beter is dan teelt B. Teelt B zou beter kunnen zijn voor het lokale milieu terwijl teelt A veel beter scoort op de milieu-aspecten in het toeleverende traject (productie van grondstoffen, etc.). Dit pleit, aldus Wegener Sleeswijk *et al.* (1996), sterk tegen de keuze van een oppervlakte-eenheid als functionele eenheid. Aangezien de keuze van de functionele eenheid de uitkomst van de LCA in sterke mate kan beïnvloeden (Haas *et al.*, 2000; Charles *et al.*, 2006), werd er toch geopteerd om ook een analyse uit te voeren waarbij de functionele eenheid *de milieubelasting per m<sup>2</sup> herfstpreiproduktie in de gangbare en biologische Vlaamse tuinbouw* weergeeft.

Bij het uitvoeren van een LCA voor een afzonderlijk landbouwproduct dient men zich rekeningschap te geven van het feit dat gewassen meestal verbouwd worden in een rotatiesysteem en dat gewassen kunnen profiteren van de nutriënten die tijdens een voorafgaande teelt werden opgeslagen in de bodem (van Zeijts *et al.*, 1999). In deze case studie werden alle emissies toegerekend aan de eigenlijke teelt van prei en er wordt geen rekening gehouden met een toekenning over de verschillende teelten die mogelijks opgenomen zijn in het volledige teeltplan.

#### 8.3.1.3 Afbakening systeemgrenzen

Bij voorkeur worden alle stappen in de levenscyclus meegenomen in de analyse, maar in de praktijk zijn er vaak onvoldoende tijd, middelen en gegevens voorhanden om zo een uitgebreide studie uit te voeren. Daarom moeten keuzes gemaakt worden over welke stappen in de levenscyclus kunnen weggelaten worden zonder de resultaten van de studie al te sterk te beïnvloeden. Processen kunnen ingedeeld worden in eerste orde processen (het feitelijke

proces), tweede orde processen (o.a. het produceren van energie uit de primaire energiedragers, transport), derde orde processen (het produceren van gebouwen, kapitaalgoederen, etc.) en vierde orde processen (de menselijke arbeid). Volgens Heijungs *et al.* (1992b) mag de invloed van de derde en vierde orde processen op het uiteindelijke milieuprofiel redelijkerwijze buiten beschouwing worden gelaten, omdat uit studies gebleken is dat deze processen veelal slechts een geringe invloed hebben op het milieuprofiel. Onderzoek van Pluimers *et al.* (2000) heeft aangetoond dat de productie van elektriciteit, bestrijdingsmiddelen en meststoffen de belangrijkste tweede orde processen vormen bij landbouwkundige LCA's. We zullen ons in deze studie dan ook beperken tot deze laatste factoren.

De systeemgrenzen voor deze LCA beperken zich van 'cradle-to-farm gate'. Dit impliceert dat alle (belangrijke) processen tot op het ogenblik dat het geoogste product op het landbouwbedrijf aankomt in beschouwing worden genomen. De voornaamste toeleverende processen (indirecte emissies) en processen op het bedrijf (directe emissies) zelf zullen zo volledig mogelijk worden meegenomen in de analyse. Processen van transport, opslag, verwerking en distributie van het geoogste product vallen buiten de systeemgrenzen van onze LCA en worden bijgevolg niet in rekening gebracht.

De bodem en het niet-oogstbare deel van het gewas behoren tot het milieusysteem; het oogstbare gedeelte van het gewas behoort tot het productsysteem. Organische restproducten kunnen worden onderverdeeld in producten die op het bedrijf worden hergebruikt (gesloten-lus-recyclage) en producten die worden afgevoerd voor verwerking. Hetzelfde geldt voor de anorganische restproducten. Deze afvalverwerkingsprocessen werden buiten beschouwing gelaten.

### 8.3.2 Inventarisatie

Zoals aangegeven bespreken we in deze LCA zowel de toeleveringsprocessen als het eigenlijke productieproces. De gegevens m.b.t. de toeleveringsprocessen zijn hoofdzakelijk afkomstig uit de literatuur. De concrete gegevens m.b.t. de eigenlijke teelt van prei, zowel biologisch als gangbaar, werden verkregen uit gerichte gesprekken met Lieven Delanote en Danny Callens van respectievelijk het PCBT – Interprovinciaal Proefcentrum voor de Biologische Teelt vzw en het POVLT – West-Vlaamse Proeftuin voor Industriële Groenten vzw. Een overzicht van deze gegevens is weergegeven in tabel 29. Hierna worden deze verschillende processen nader besproken.

**Tabel 29. Overzicht van de data m.b.t. de eigenlijke productieprocessen van herfstprei**

| Taak                   | Gangbaar                                                                                                                        | Bio                                                                                                                                                                                                                          |
|------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>ZAAIBED</b>         |                                                                                                                                 |                                                                                                                                                                                                                              |
| Plantenopkweek         | - ploegen en zaaiklaar maken<br>- zaai in onverwarmde plastic serre à 1000 z/m <sup>2</sup> , gewasbescherming: zie spuitschema | - ploegen en zaaiklaar maken<br>- vals zaaibed + rolschoffelen voor zaai (handmatig)<br>- zaai op 5 cm potgrond in onverwarmde plastic serre à 1000 z/m <sup>2</sup> , onkruidbestrijding nadien nihil tot beperkt (1 h/are) |
| Oogsten planten        | taaktijd: 15 uur met klemband                                                                                                   | taaktijd: idem gangbaar                                                                                                                                                                                                      |
| <b>PRODUCTIEVELD</b>   |                                                                                                                                 |                                                                                                                                                                                                                              |
| Infrezen groenbemester | taaktijd: 3 h 120 pk                                                                                                            | taaktijd: idem gangbaar                                                                                                                                                                                                      |
| Opbreken grond         | taaktijd: 1,5 h 120 pk                                                                                                          | taaktijd: idem gangbaar                                                                                                                                                                                                      |



|                       |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |                                                                                                                                                                                                                                       |
|-----------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Bemesting             | - zie: Vandenberghe <i>et al.</i> (2006)<br>- bekalking i.f.v. advies - oorsprong, bv. mergelkalk (idem bio)<br>- 800 kg patentkali (niet altijd)<br>- 25 ton runderstalmest<br>- bemesten met 50 à 150 kg N uit AN (ammoniumnitraat) i.f.v. gewasbehoefte (basis is bodemstaal)<br>- bespuiting met Mgsulfaat: 1-3 maal | - bekalking i.f.v. advies - oorsprong natuurlijk Ca-carbonaat (Magkal/Vitacal,...)<br>- 1000 kg haspargit<br>- 30 ton runderstalmest<br>- eventueel bijbemesten met 50 à 100 kg N uit organische handelsmeststof i.f.v. gewasbehoefte |
| Onderwerken bemesting | 1,5 h 120 pk                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | idem gangbaar<br>direct na toepassing (cfr. mestdecreet)                                                                                                                                                                              |
| Ploegen               | 2 h 100 pk 3-schaar                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | idem gangbaar                                                                                                                                                                                                                         |
| Rotoreggen            | 3 h 120 pk                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | idem gangbaar                                                                                                                                                                                                                         |
| Planten               | ruggen trekken + ponsen of vlakvelds ponsen: 8 uur of vlakveldsplanten Gregoire: 24 uur                                                                                                                                                                                                                                  | vlakvelds ponsen of Gregoire<br>150 000 planten/ha<br>= 200 000 zaden per ha<br>400 à 500 m <sup>2</sup> /ha nodig voor plantenopkweek<br>idem gangbaar                                                                               |
| Schoffelen            | - ruggenteelt: niet<br>- vlakkevelds: 2 x aanaarden                                                                                                                                                                                                                                                                      | - 5 bewerkingen, gaande van schoffelen over aanaardend schoffelen tot aanaarden<br>- 3 h/ha/bewerking; tractor 50 à 70 pk                                                                                                             |
| Bijbemesten           | AN tot 2 x 50 equivalenten<br>0,5 h/ha, tractor 70 pk                                                                                                                                                                                                                                                                    |                                                                                                                                                                                                                                       |
| Gewasbescherming      | gegevens FOD                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 2 behandelingen met <i>Bacillus thuringiensis</i> (Xentari: 1 kg/ha) tegen preimot in augustus, voor de rest nihil                                                                                                                    |
| Oogst                 | - klemband; rooien: 80 uur, 120 pk<br>- opbrengst: Vandenberghe <i>et al.</i> (2006)                                                                                                                                                                                                                                     | - idem gangbaar<br>- opbrengst : 25 à 30 ton                                                                                                                                                                                          |

### 8.3.2.1 Toeleveringsprocessen (indirecte emissies)

Bij de toeleveringsprocessen bespreken we achtereen volgens: (1) de productie van meststoffen, (2) de productie en formulering van bestrijdingsmiddelen, (3) de productie van fossiele brandstoffen en elektriciteit, en (4) de productie van kapitaalgoederen.

#### Productie van meststoffen

- Organische meststoffen

Er zijn verschillende vormen van organische meststoffen (o.a. dierlijke mest, compost en zuiveringslib) waarbij hoofdzakelijk twee doelen worden nagestreefd: het leveren van voedingselementen en een verhoging van het gehalte aan organische stof in de grond. Voor de preiteelt wordt enkel dierlijke mest aangewend. Indien nodig wordt bij bio eventueel bijbemest met organische handelsmeststof zoals bloedmeel, beendermeel of verenmeel.

Er wordt aangenomen dat de dierlijke mest afkomstig is van veehouderijen uit de nabije omgeving. Voor deze veehouderijen is mest een afvalproduct: de milieu-ingrepen van de dierlijke productie worden dus niet toegerekend aan de preiteelt. Het transport tussen de landbouwbedrijven wordt echter wel in rekening gebracht. Er wordt aangenomen dat de gemiddelde transportafstand 60 km bedraagt (heen en terug) met een 28 tons vrachtwagen. Deze emissiegegevens worden ontleend aan Frischknecht *et al.* (1993) zoals deze in de ETH-database zijn opgenomen en meegeleverd met het LCA software pakket SimaPro (Frischknecht & Jungbluth, 2004).

- Kunstmeststoffen

Kunstmest wordt in de gangbare preiteelt hoofdzakelijk toegediend onder de vorm van ammoniumnitraat (AN). De emissies die vrijgesteld worden tijdens het AN-productieproces zijn ontleend aan Davis & Haglund (1999) zoals vermeld in Wood & Cowie (2004).

Zowel in de gangbare als biologische landbouw wordt kalium toegediend onder de vorm van patentkali of haspargit. De benodigde energie voor de productie van kaliummeststoffen bedraagt volgens Bøtkman *et al.* (1990) 5,0 MJ/kg K (waarvan 87% uit olie, 13% uit diesel) .

### Productie en formulering van bestrijdingsmiddelen

De energie voor de productie van bestrijdingsmiddelen is afkomstig uit Gaillard *et al.* (1997). Green (1987) heeft een overzicht van de energievereisten voor 40 actieve stoffen. Slechts enkele daarvan komen in aanmerking om in deze studie te worden opgenomen. Daarom wordt de voorkeur gegeven aan de energiegegevens zoals vermeld in tabel 30.

Deze data hebben enkel betrekking op de productie van de actieve stof (a.s.) en niet op de eigenlijke formulering van het product. Dit is een aanvaardbare vereenvoudiging aangezien de synthese van de actieve stof belangrijker is dan de uiteindelijke formulering van het product. Bovendien zijn de directe emissies t.g.v. het toedienen van bestrijdingsmiddelen belangrijker dan de indirecte emissies t.g.v. de productie ervan. (Nemecek & Erzinger, 2005)

**Tabel 30: Energieverbruik per kg a.s. voor de productie van gewasbeschermingsmiddelen (Gaillard *et al.*, 1997)**

| Indeling    | Totaal<br>(MJ/kg) | Kolen<br>(MJ/kg) | Olie<br>(MJ/kg) | Gas<br>(MJ/kg) | Diesel<br>(MJ/kg) | Elektriciteit<br>(MJ/kg) |
|-------------|-------------------|------------------|-----------------|----------------|-------------------|--------------------------|
| Fungicide   | 104               | 3,5              | 22,7            | 34,8           | 30                | 13                       |
| Herbicide   | 150               | 1,3              | 37,7            | 41             | 51,5              | 18,5                     |
| Insecticide | 313               | -                | 134             | 66,7           | 66                | 46,3                     |

### Productie van fossiele brandstoffen en elektriciteit

Voor de emissies ten gevolge van de winning van fossiele brandstoffen en uranium en de opwekking van energie die gebruikt wordt in de diverse processen, wordt gebruik gemaakt van het ETH-gegevensbestand zoals geïntegreerd in SimaPro (Frischknecht & Jungbluth, 2004).

Het gebruik van dergelijke databases biedt immers het voordeel dat de resultaten van analoge LCA's onderling vergelijkbaar zijn, en dat de verschillen in uitkomst kunnen teruggevoerd worden op verschillen in de landbouw zelf, en niet toe te schrijven zijn aan verschillen in basale processen als energiewinning (van Zeijts & Reus, 1996).

### Productie van kapitaalgoederen

De impact die voortvloeit uit de productie en het onderhoud van de machines en gebouwen. wordt over het algemeen toegerekend aan de producten op basis van hun levensduur. Gebouwen hebben een veronderstelde levensduur van 80 jaar, tractoren, spuitbomen en cultivatoren hebben een levensduur van ongeveer 10 jaar. Gegevens omtrent verbruikte materialen worden weergegeven in de studie van Audsley *et al.* (1997), maar daar er weinig zekerheid over de nauwkeurigheid van deze gegevens bestaat, worden deze in deze case studie buiten beschouwing gelaten. Er wordt tevens aangenomen dat benodigde

kapitaalgoederen bij gangbare en biologische productie niet van elkaar verschillen (pers. comm. Lieven Delanote). Daar deze emissies normaalgezien toegerekend worden aan de functionele eenheid op basis van hun technische levensduur, zal deze vereenvoudiging vermoedelijkerwijs in het voordeel zijn van de biologische landbouw indien de functionele eenheid op productbasis wordt uitgedrukt, daar deze een lager opbrengstcijfer kent en bijgevolg een grotere emissie hoeveelheid toegerekend zou krijgen per kg geproduceerd product. Bovendien wordt aangenomen dat emissies die voortvloeien uit deze bronnen, niet onmiddellijk in de verbeteranalyse kunnen worden opgenomen als verbeteroptie om de potentiële emissies te reduceren.

In de praktijk worden kapitaalgoederen vaak niet meegenomen in een LCA aangezien meestal wordt aangenomen dat het niet meenemen van deze processen geen aanleiding zal geven tot een aanzienlijke fout (Heijungs *et al.*, 1992a). Enerzijds omdat de bijdrage die zij leveren aan de totale milieuscore verwaarloosbaar wordt geacht, anderzijds verschilt de inzet ervan weinig tussen vergelijkbare productsystemen. Wanneer de opbrengst per ha verschilt rijst echter het vermoeden dat deze aanname niet geheel correct is.

#### *8.3.2.2 Eigenlijke productieprocessen (directe emissies)*

De teelt van prei is onder te verdelen in verschillende deelprocessen, zoals (1) de opkweek van de preiplanten en het planten zelf, (2) grondbewerkingen, (3) bemesting en (4) het toedienen van gewasbeschermingsmiddelen. In het onderstaande beschrijven wordt achtereenvolgens in grote lijnen de gebruikte gegevens voor deze verschillende processen besproken.

##### **Plantopkweek en planten**

Voor beide productiewijzen verloopt deze fase analoog met uitzondering van het inzetten van bestrijdingsmiddelen bij de gangbare teelt. Zowel de inzet van GBM en de emissies t.g.v. brandstofverbruik (KTBL, 2005) tijdens deze fase werden in aanmerking genomen.

Het planten van prei verloopt bij beide teeltwijzen vrij analoog. Het brandstofverbruik verbonden aan deze fase wordt in rekening gebracht en is afkomstig uit KTBL (2005).

##### **Grondbewerking**

In de conventionele en biologische preiteelt worden volgende grondbewerkingen onderscheiden: infrezen groenbemester, openbreken grond, ploegen, eggen, planten, schoffelen en oogsten (PCBT en het POVLT). Het diesilverbruik verbonden aan deze grondbewerkingen is afkomstig uit KTBL (2005) en wordt weergegeven in de tabel opgenomen in appendix 4. Hierbij werd rekening gehouden met het eigenlijke diesilverbruik evenals met de verschillende werkgangen die nodig zijn tijdens het volledige teeltseizoen.

##### **Bemesting**

In de openlucht groenteteelt is de bemesting een heel belangrijke factor in het productieproces, aanvoer van nutriënten via meststoffen is immers onontbeerlijk in de intensieve tuinbouwproductie. Het toepassen van minerale en organische meststoffen bij het telen van landbouwgewassen gaat gepaard met emissies van mineralen die aanvankelijk in de bodem terecht komen, maar die vaak op gecompliceerde wijze worden verdeeld over het gewas en de diverse milieucompartimenten van waaruit deze een druk op het milieu kunnen

uitoefenen. In dergelijke gevallen kan het overzichtelijk zijn om te werken met een mineralenbalans van de bodem, om de uiteindelijke stromen naar de diverse compartimenten zichtbaar te maken.

Zoals hierboven reeds aangegeven, is ervoor gekozen de bodem tot het milieusysteem te rekenen. Dit betekent dat alle toevoegingen aan de bodem (meststoffen) in principe als vermestend moeten worden geclassificeerd. In de landbouw vinden naast emissies van mineralen en andere stoffen naar de bodem ook onttrekkingen van deze stoffen aan de bodem plaats. De geëmitteerde hoeveelheid van de stof dient bijgevolg in de inventarisatie van de LCA in mindering te worden gebracht met de onttrokken hoeveelheid, omdat deze geen milieu-effecten veroorzaakt. Het gaat hier met name om stoffen die in de toegediende meststoffen aanwezig zijn. Om te bepalen welk deel van de toegediende mineralen in het milieu terecht komt, wordt gebruik gemaakt van de mineralenbalans voor de bodem. Een soortgelijke balans dient opgesteld te worden voor andere stoffen die worden toegevoegd aan de bodem, zoals zware metalen.

Naast mineralen uit de bodem nemen planten ook CO<sub>2</sub> uit de lucht op. Volgens Wegener Sleswijk *et al.* (1996) dient men CO<sub>2</sub>-vastlegging niet in de analyse op te nemen wanneer het zogenaamde volledige 'cradle to grave' analyses betreft. Wordt de analyse echter beperkt van 'cradle to farm gate' moet deze vastlegging wel in overweging worden genomen ofwel moet expliciet worden gerapporteerd dat deze vastlegging buiten beschouwing werd gelaten. Over de toerekening bestaat echter nog geen volledige consensus (Audsley *et al.*, 1997). Omdat er voor deze studie geen concrete gegevens beschikbaar zijn over de hoeveelheid vastgelegde CO<sub>2</sub> werd ervoor gekozen dit niet mee te nemen in de analyse.

- Stikstofbemesting

Stikstofemissies kunnen aanzienlijk bijdragen tot diverse vormen van milieuverontreiniging en dienen bijgevolg zeker in een LCA opgenomen te worden (Brentrup, 2003). De voornaamste emissies t.g.v. het toedienen van stikstofmeststoffen zijn NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O en NO<sub>3</sub>. De geëmitteerde hoeveelheden zijn sterk afhankelijk van het type meststof, bodemtype, klimatologische condities en landbouwkundige praktijken. Om de emissie van deze stoffen, afkomstig uit zowel organische als anorganische meststoffen, naar de verschillende milieucompartmenten te begroten, rekening houdend met bovenvermelde beïnvloedende factoren, werd gebruik gemaakt van de methoden zoals beschreven door Brentrup *et al.* (2000; 2003). De benodigde data om de berekeningen te kunnen uitvoeren zijn hoofdzakelijk afkomstig van het PCBT en POVLIT en uit Vandenbergh *et al.* (2006). Een overzicht van de gebruikte berekeningsprocedures en de resulterende emissies wordt weergegeven in appendix 5.

De emissies bepaald voor de biologische preiteelt houden geen rekening met eventuele verliezen afkomstig van de bijkomend toegediende organische handelsmeststoffen, omdat er geen geschikte methode voorhanden is om deze output te begroten. Bloed en beenmeel bevatten nagenoeg geen minerale (onmiddellijk beschikbare) stikstof (totale N = 7,89g/100g DM (Jeng *et al.*, 2004)) waardoor de ammoniakemissies naar verwachting niet noemenswaardig groot zullen zijn, en deze vereenvoudiging bijgevolg geen grote foutenbron zal zijn (pers. comm. Brentrup). Voor het begroten van potentiële NO<sub>3</sub>-uitloging zijn geen concrete modellen voorhanden.

Het brandstofverbruik ten gevolgen van het laden, toedienen en eventueel onderwerken van de meststoffen is afkomstig uit KTBL (2005) (appendix 4).

- Fosfaatbemesting

Er wordt geen afzonderlijk fosfaatmeststoffen toegediend bij de preiteelt. De toegediende dierlijke mest bevat naast stikstof echter ook een bron van fosfor (tabel 31). Deze moet bijgevolg in aanmerking worden genomen. Voor het opstellen van P-balansen zijn nog geen concrete modellen beschikbaar (Cowell, 2000). In navolging van Audsley *et al.* (1997) wordt aangenomen dat er geen uitloging naar het grondwater zal optreden. Voor de run-off naar het oppervlaktewater wordt een emissiefactor van 0,024 kg P/kg toegediende P gehanteerd.

**Tabel 31: Nutriënten in 1000 kg dierlijke mest (Weidema *et al.*, 1995)**

| Voedingselement | Hoeveelheid (kg/ton) | Gebruikscoëfficiënt | Benutbare fractie (kg/ton) |
|-----------------|----------------------|---------------------|----------------------------|
| N               | 5,37                 | 0,4                 | 2,15                       |
| P               | 1,24                 | 0,9                 | 1,12                       |
| K               | 3,21                 | 0,9                 | 2,89                       |

Het brandstofverbruik ten gevolgen van het laden, toedienen en eventueel onderwerken van de meststoffen is afkomstig uit KTBL (2005) (appendix 4).

- Kaliumbemesting

Zowel in de gangbare als biologische landbouw wordt kalium toegediend onder de vorm van patentkali of haspargit. Ook de toegediende organische mest kan een bron van kalium zijn (tabel 31). In deze case study wordt aangenomen dat alle resterende kalium in de bodem aanwezig blijft en er geen uitloging is (Audsley *et al.*, 1997). Bovendien zijn voor kalium nog geen karakterisatiefactoren beschikbaar wat een bijkomend probleem stelt om deze emissies in de analyse op te nemen (van Zeijts & Reus, 1996). Daar kaliumuitspoeling zich vooral voordoet op lichtere bodemtypes (Vandenberghe *et al.*, 2006), kan dit voor de preiteelt in werkelijkheid wel een emissiepost zijn.

Het brandstofverbruik ten gevolge van het laden, toedienen en eventueel onderwerken van de meststoffen is afkomstig uit KTBL (2005) (appendix 4).

- Zware metalen

Meststoffen (organisch en anorganisch) leveren niet enkel nutriënten voor het gewas, ze bevatten tevens zware metalen. Inzicht over potentiële fluxen van deze stoffen naar het milieu kan ook verkregen worden via het opstellen van een balans. Cijfers over het gehalte aan zware metalen van enkele organische en anorganische meststoffen zijn vermeld in respectievelijk Menzi *et al.* (1993) en Audsley *et al.* (1997). Andere belangrijke bronnen van input van zware metalen zijn atmosferische depositie en bezinking vanuit sediment afgezet in overstromingsgebieden. Nadat zware metalen in het milieu terecht komen worden deze gesorbeerd aan de bodempartikels of opgenomen door de gewassen, en zijn deze bijgevolg niet vrij beschikbaar in het milieu. Het is enkel de vrij beschikbare fractie die uiteindelijk een druk zal uitoefenen op het milieu. Verschillende factoren beïnvloeden het sorptieproces, o.a. klei- en organisch stofgehalte van de bodem, pH en calciuminhoud bodem, eigenschappen van de meststoffen. Om de beschikbare fractie te begroten moeten deze eigenschappen bijgevolg gekend zijn.

Daar er ook geen gegevens beschikbaar zijn over de opname van zware metalen door prei, bemoeilijkt dit het opstellen van een balans. Bovendien stelt zich hier ook het probleem van de toekenning. Verschillende auteurs stellen dat de emissies van zware metalen door het toedienen van organische meststoffen toegerekend dienen te worden aan de veehouderijen

daar dit beschouwd wordt als een afvalverwerkingsproces, en geen onmiddellijke meerwaarde levert voor het gewas (Audsley *et al.*, 1997). Wegens gebrek aan data om een volledige balans te kunnen opstellen en aansluitend op bovenvermelde theorie wordt geopteerd om de emissie van zware metalen uit organische mest buiten beschouwing te laten. Voor anorganische meststoffen geldt deze theorie niet. Wegens gebrek aan data voor het opstellen van een balans, wordt dit hier echter ook buiten beschouwing gelaten. Conway & Pretty (1991) stellen zelfs dat de atmosferische depositie van zware metalen equivalent of zelfs groter is dan de emissie ten gevolge van bemesten.

### **Toediening van bestrijdingsmiddelen**

De gegevens over de toegediende chemische gewasbeschermingsmiddelen in de gangbare preiteelt en hun dosis werden overgenomen uit praktijkschema's verkregen via het FOD (Federaal reductieplan gewasbescherming). In de biologische teelt worden geen chemische bestrijdingsmiddelen toegediend om plagen en ziekten te onderdrukken. Wel kan er beroep gedaan worden op zogenaamde biologische bestrijdingsmiddelen. In de preiteelt worden deze echter niet veelvuldig ingezet en is dit hoofdzakelijk beperkt tot 2 behandelingen met *Bacillus thuringiensis* tegen preimot.

Het brandstofverbruik bij bespuiten is afgeleid uit het KTBL (2005).

Eens bestrijdingsmiddelen toegediend kunnen deze verschillende emissieroutes ondergaan. Om de emissie van de toegediende bestrijdingsmiddelen naar de verschillende milieucompartmenten te begroten voor integratie in LCA werd gebruik gemaakt van het Deense PestLCI model ontwikkeld door Birkved en Hauschild (2006). Het model stelt de gebruiker in staat om aan de hand van de fysicochemische eigenschappen van de actieve stof, de geologische en meteorologische condities en de toegepaste landbouwpraktijken de totale fractie van de toegediende bestrijdingsmiddelen te begroten welke via drift, vervluchtiging, abiotische afbraak, biodegradatie en runoff geëmiteerd worden naar de lucht, bodem, oppervlakte water en grondwater. Dit model werd ontwikkeld voor de Deense situatie en de geïntegreerde databanken bevatten bijgevolg slecht gegevens voor de 69 in Denemarken erkende bestrijdingsmiddelen en de meteorologische condities en bodemkenmerken eigen aan het land (Birkved & Hauschild, 2003). Het model diende bijgevolg aangepast te worden aan de Belgische situatie. De bestrijdingsmiddelen databank werd hoofdzakelijk aangevuld met fysicochemische data afkomstig uit de Pesticide Manual (Tomlin, 2003), PhysProp database, USDA Pesticide Properties Database en de databank beschikbaar aan het Laboratorium voor Fytofarmacie van de UGent. Om de meteorologische en geologische gegevens aan te passen voor de Belgische situatie werd onder meer beroep gedaan op het Koninklijk Meteorologisch Instituut van België, de Koninklijke Sterrenwacht van België, de Vakgroep Bodembeheer en Bodemhygiëne van de UGent en de Bodemkundige Dienst van België. De gemodelleerde emissies worden weergegeven in de tabel opgenomen in appendix 6.

### **Berekening**

Eventuele waterwinning voor berekening werd niet in de analyse opgenomen, daar dit in de preiteelt nagenoeg niet wordt toegepast (pers. comm. Lieven Delanote).

### **Oogst**

De brandstof verbruikt tijdens het oogsten, en de bijhorende emissies, werden in beschouwing genomen en zijn afgeleid uit de KTBL (2005). De opbrengst bij de biologische preiteelt

bedraagt gemiddeld 27,5 ton/ha (PCBT) en voor de gangbare preiteelt 37,75 ton/ha (Vandenberghe, 2006).

Deze opbrengstgegevens worden gebruikt voor het verrekenen van de functionele eenheid, welke in deze casestudie gedefinieerd werd als de milieubelasting per kg preiproductie in de gangbare en biologische Vlaamse tuinbouw. Hiertoe wordt de milieubelasting die voortvloeit uit de productiemiddelen verbruikt tijdens het teeltseizoen gedeeld door de productie per ha.

### *Energieverbruik*

Er waren geen gedetailleerde gegevens beschikbaar over het elektriciteitsverbruik op de landbouwbedrijven. Om dit in een LCA studie te kunnen opnemen zijn gedetailleerde onderzoeken en enquêtes op de landbouwbedrijven vereist om een precieze allocatie te kunnen doorvoeren. Deze potentiële emissiepost werd bijgevolg ook niet opgenomen in het milieuprofiel.

Volgens Delanote & Callens (pers. comm.) is er geen aanzienlijk verschil in elektriciteitsverbruik bij biologische en gangbare preitelers. Bijgevolg zal deze vereenvoudiging geen vertekening veroorzaken in de onderlinge vergelijking tussen de biologische en gangbaar geteelde prei indien de functionele eenheid op oppervlakte basis (1 ha prei) wordt uitgedrukt. Indien de functionele eenheid op productbasis (1 kg prei) wordt uitgedrukt kan deze vereenvoudiging een vertekening in het voordeel van de biologische teelt betekenen.

## **8.3.3 Life cycle impact assessment**

### *8.3.3.1 Geselecteerde impactcategorieën*

Er werd geopteerd om volgende impactcategorieën in de analyse op te nemen: de uitputting van abiotische grondstoffen, de impact op het broeikas effect, aantasting van de ozonlaag, humane toxiciteit, terrestrische ecotoxiciteit, verzuring en eutrofiëring. De gebruikte karakterisatiefactoren worden weergegeven in onderstaande tabel 32.

**Tabel 32: Overzicht van de geselecteerde impactcategorieën met bijhorende karakterisatiefactoren**

| <b>Impactcategorie</b>             | <b>Karakterisatiefactor</b>                    | <b>Omschrijving karakterisatiefactor</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
|------------------------------------|------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Uitputting abiotische grondstoffen | Abiotic Depletion Potential (ADP)              | Met behulp van de ADP wordt stof x omgerekend naar zijn Sb-equivalent, m.a.w. hoeveel antimonium (Sb) zou onttrokken zijn als stof x door de functionele eenheid doet. De impactscore wordt weergegeven in kg Sb.                                                                                                                     |
| Broeikas effect                    | Global Warming Potential (GWP <sub>100</sub> ) | Met behulp van de GWP wordt het broeikasgas x omgerekend naar zijn CO <sub>2</sub> -equivalent, m.a.w. hoeveel CO <sub>2</sub> evenveel broeikas effect zou veroorzaken als de emissie van stof x door de functionele eenheid doet. De impactscore wordt weergegeven in kg CO <sub>2</sub> .                                          |
| Aantasting ozonlaag                | Ozone Depletion Potential (ODP)                | Met behulp van de ODP wordt stof x die bijdraagt tot de aantasting van de ozonlaag omgerekend naar zijn CFK-11-equivalent, m.a.w. hoeveel CFK-11 (trichloorfluor-methaan (CFCl <sub>3</sub> )) evenveel ozon zou aantasten als de emissie van stof x door de functionele eenheid doet. De impactscore wordt weergegeven in kg CFK-11. |
| Humane toxiciteit                  | Human Toxicity Potentials (HTP)                | Voor elke toxische stof x wordt de HTP berekend m.b.v. het USES-LCA model. De bekomen HTP wordt uitgedrukt als 1,4-dichloorbenzeen (DB) equivalenten, m.a.w. hoeveel DB evenveel schade zou aanrichten als de emissie van stof x door de functionele eenheid doet. De impactscore wordt weergegeven in kg 1,4-DB.                     |
| Terrestrische ecotoxiciteit        | Terrestrial Ecotoxicity Potentials (TEP)       | Voor elke toxische stof x wordt de TEP berekend m.b.v. het USES-LCA model. De bekomen TEP wordt uitgedrukt als 1,4-                                                                                                                                                                                                                   |

|                           |                                               |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
|---------------------------|-----------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                           |                                               | dichloorbenzeen (DB) equivalenten, m.a.w. hoeveel DB evenveel schade zou aanrichten als de emissie van stof x door de functionele eenheid doet. De impactscore wordt weergegeven in kg 1,4-DB.                                                                                                                                                    |
| Fotochemische smogvorming | Photochemical Ozone Creation Potential (POCP) | Met behulp van de POCP wordt stof x omgerekend naar zijn C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -equivalent, m.a.w. hoeveel C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> (ethyleen) evenveel broeikaseffect zou veroorzaken als de emissie van stof x door de functionele eenheid doet. De impactscore wordt weergegeven in kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> .            |
| Verzuring                 | Acidification Potential (AP)                  | Met behulp van de acidification potential wordt verzurende stof x omgerekend naar zijn SO <sub>2</sub> -equivalent, m.a.w. hoeveel SO <sub>2</sub> evenveel verzuring zou veroorzaken als de emissie van stof x door de functionele eenheid doet. De impactscore wordt weergegeven in kg SO <sub>2</sub> .                                        |
| Eutrofiëring              | Nutrition Potential (NP)                      | Met behulp van de nutrition potential wordt vermestende stof x omgerekend naar zijn PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -equivalent, m.a.w. hoeveel PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> evenveel vermeting zou veroorzaken als de emissie van stof x door de functionele eenheid doet. De impactscore wordt weergegeven in kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> . |

### 8.3.3.2 Karakterisatie

Voor het uitvoeren van de LCA werd gebruik gemaakt van het LCA Software pakket SimaPro 7. In SimaPro zijn voor de meeste stoffen karakterisatiefactoren voorhanden. Voor bestrijdingsmiddelen, welke een belangrijke bijdrage leveren tot de impactcategorieën humane toxiciteit en terrestrische ecotoxiciteit zijn er slechts voor enkele actieve stoffen karakterisatiefactoren beschikbaar (Huijbregts *et al.*, 2000). Voor de meeste actieve stoffen dienden deze bijgevolg zelf berekend te worden. Hiertoe werd gebruik gemaakt van het multimedia fate model USES-LCA 1.0. Dit model is gebaseerd op het Uniform Systeem voor Evaluatie van Stoffen (USES 2.0) ontwikkeld door het RIVM (1998) en aangepast aan de noden en eenheden van LCA (Huijbregts, 1999). De berekende karakterisatiefactoren voor de impactcategorieën humane toxiciteit en terrestrische ecotoxiciteit van de verschillende actieve stoffen opgenomen in het spuitschema van prei zijn weergegeven in bijlage 7.

## 8.3.4 Interpretatie

Na het invoeren van bovenstaande data en het implementeren van de karakterisatiefactoren voor de toegepaste gewasbeschermingsmiddelen in het software programma SimaPro 7.0 zijn milieuprofielen gegenereerd voor de verschillende definities van de functionele eenheden. De resulterende profielen worden hierna afzonderlijk behandeld en besproken.

De structuur is als volgt, we geven eerst de vergelijking van de productie van 1 kg biologische t.o.v. gangbare prei. Vervolgens bespreken we de afzonderlijke milieuprofielen.

### 8.3.4.1 Milieubelasting per kg preiproduktie

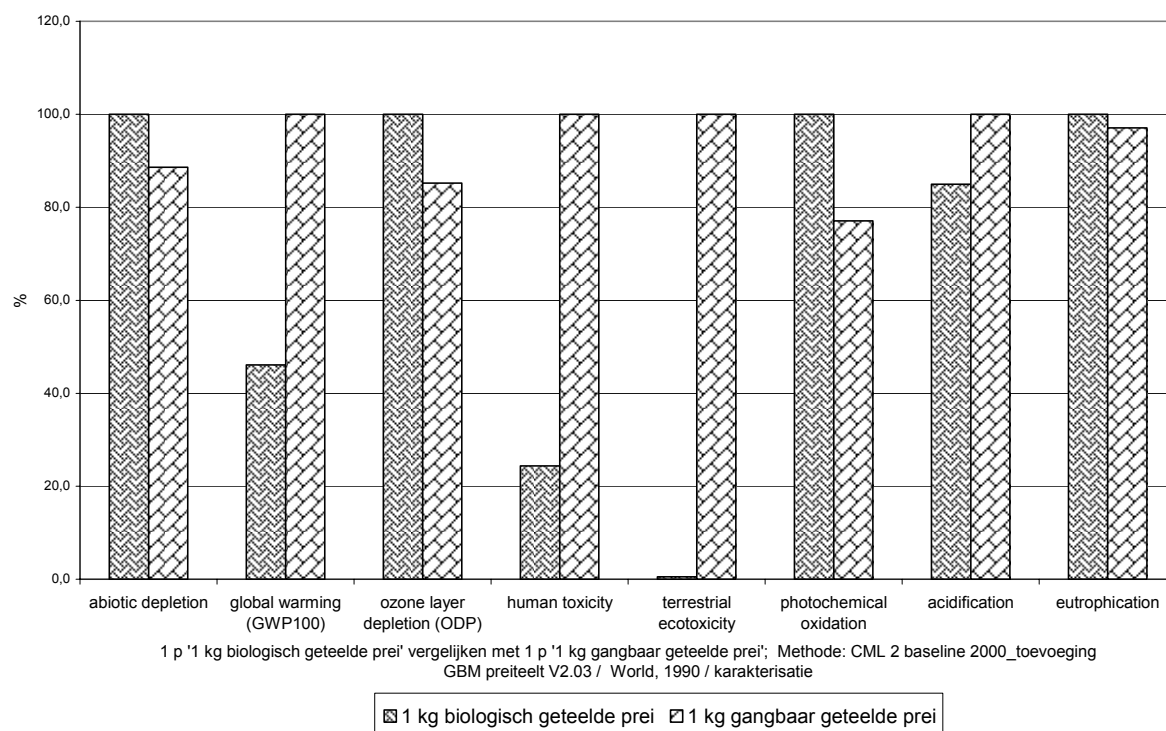
#### Vergelijking bio vs. gangbaar

De onderlinge vergelijking van de milieuprofielen voor biologische en gangbare preiteelt wordt weergegeven in figuur 10. Op de Y-as wordt voor elke categorie de teeltwijze met de hoogste impact op 100% gesteld. Hierdoor krijgt men een goed beeld van de belangrijkste verschillen tussen bio en gangbaar voor de verschillende impactcategorieën. De impactscores voor de verschillende categorieën wordt weergegeven in tabel 33. Uit figuur 10 blijkt dat er niet eenduidig kan gesteld worden dat de biologische productie van 1 kg resulteert in een lagere milieubelasting dan 1 kg gangbaar geteelde prei. Uit de figuur valt immers af te leiden



dat de biologische teelt een grotere milieubelasting veroorzaakt binnen de categorieën uitputting abiotische grondstoffen, aantasting van de ozonlaag, fotochemische smogvorming en eutrofiëring.

**Figuur 10. Vergelijking van de milieubelasting veroorzaakt door de productie van 1 kg prei op biologische respectievelijk gangbare wijze**



**Tabel 33: Overzicht van de impactscores horende bij verschillende impactcategorieën voor biologische en gangbare productie van 1 kg prei**

| Impactcategorie                                               | Impactscore           |         |                    |         |
|---------------------------------------------------------------|-----------------------|---------|--------------------|---------|
|                                                               | Biologische preiteelt |         | Gangbare preiteelt |         |
| Uitputting abiotische grondstoffen (kg Sb-eq)                 | 1,75E-4               | 100 %   | 1,55E-4            | 89,09 % |
| Broeikaseffect (kg CO <sub>2</sub> -eq)                       | 4,35E-2               | 46,08 % | 9,44E-2            | 100 %   |
| Aantasting ozonlaag (kg CFC-eq)                               | 3,59E-8               | 100 %   | 3,06E-8            | 85,24 % |
| Humane toxiciteit (kg 1,4-DB-eq)                              | 7,48E-3               | 24,36 % | 3,07E-2            | 100 %   |
| Terrestrische ecotoxiciteit (kg 1,4-DB-eq)                    | 3,53E-5               | 0,51 %  | 6,91E-3            | 100 %   |
| Fotochemische smogvorming (kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> ) | 7,34E-6               | 100 %   | 5,66E-6            | 77,11 % |
| Verzuring (kg SO <sub>2</sub> -eq)                            | 3,82E-4               | 84,89 % | 4,50E-4            | 100 %   |
| Eutrofiëring (kg PO <sub>4</sub> -eq)                         | 6,94E-4               | 100 %   | 6,74E-4            | 97,12 % |

De bijdrage aan de impactcategorie uitputting abiotische grondstoffen wordt voornamelijk veroorzaakt door uitputting van de fossiele grondstoffen voor dieselaandrijving van de landbouwwerktuigen. Hoewel uit de tabel opgenomen in Appendix 4 blijkt dat het diesilverbruik in de gangbare preiteelt hoger ligt dan bij de biologische teelt, speelt de lagere opbrengst bij bio (27% t.o.v. gangbaar) een grotere doorslaggevende rol en resulteert bijgevolg in een hogere totale impactscore voor bio (11% t.o.v. gangbaar).

Een analoge verklaring geldt voor de scores op de thema's aantasting van de ozonlaag, de score voor biologische teelt ligt ongeveer 15% hoger dan bij gangbaar, en fotochemische oxidantvorming waar de gangbare productiewijze ongeveer 23% beter scoort dan de biologische.

Gangbare preiteelt scoort aanzienlijk hoger (54%) in de categorie broeikaseffect dan de biologische teelt. Dit is voornamelijk toe te schrijven aan het hogere dieselverbruik bij gangbaar waar heel wat bijkomende werkgangen vereist zijn voor bespuiten en bemesten (2 keer anorganische bemesting en 1 maal organisch). Bovendien dragen de indirecte emissies t.g.v. de productie van minerale meststoffen ook bij tot de impactscore, een emissiepost die bij de biologische preiteelt niet van toepassing is.

Voor de categorie humane toxiciteit ligt de impact veroorzaakt door de conventionele preiteelt 76% hoger dan dat van zijn biologische tegenhanger. Dit is nagenoeg volledig toe te schrijven aan het toxisch effect dat bij potentiële blootstelling aan bestrijdingsmiddelen kan optreden. De score bij bio wordt voornamelijk veroorzaakt door het potentiële toxische effect van de emissies vrijgesteld tijdens het brandstofverbruik.

Deze redenering is ook van toepassing op het thema terrestrische ecotoxiciteit met dit verschil dat de emissies vrijgesteld tijdens de verbranding van diesel een veel lagere impact hebben op de ecotoxiciteit dan op de humane toxiciteit, waardoor het onderscheid in impactscore bij gangbaar hier nog meer uitgesproken is dan bij de categorie humane toxiciteit (99,49%).

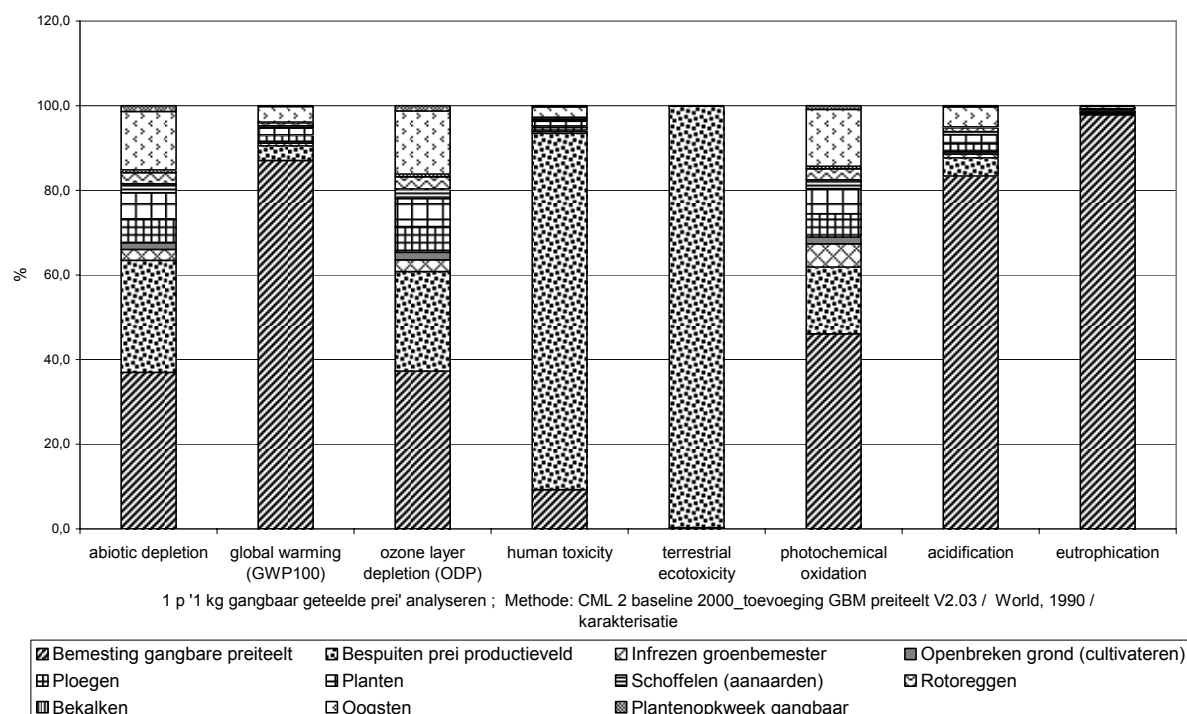
De impact binnen de categorie verzuring wordt enkel bepaald door de emissies van  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$  en  $\text{SO}_x$ . Aangezien de geëmitteerde hoeveelheid  $\text{NH}_3$  en  $\text{N}_2\text{O}$  bij de gangbare preiteelt hoger ligt dan bij de biologische teelt, resulteert dit in een score die ongeveer 15% hoger is.

Voor de categorie eutrofiëring wordt de emissie van fosfor ook in rekening gebracht. Aangezien bij biologische teelt enkel organische meststoffen mogen worden toegediend, ligt de hoeveelheid toegediende runderstalmest bij de biologische preiteelt hoger dan bij gangbaar. Bijgevolg zal er ook meer run-off optreden bij bio (0,89 kg P/ha) dan bij gangbaar (0,74 kg P/ha), wat zich vertaalt in een hogere score voor bio (3%).

### **Afzonderlijke milieuprofielen**

Figuur 11 heeft de totale milieubelasting van de gangbare productie van 1 kg prei weer, opgesplitst naar de verschillende processen. In de figuur wordt op de Y-as voor elke categorie de totale impact op 100% gesteld en de verschillende processen dragen naar hun verhouding bij tot de totale impact binnen een bepaalde categorie. Er valt op te merken dat bemesten en bespuiten belangrijk milieubelastende processen zijn en in sterke mate bijdragen aan de impact van de verschillende categorieën. Bemesten is nagenoeg volledig verantwoordelijk voor de impact binnen de categorie eutrofiëring en bespuiten maakt bijna de volledige impact voor de terrestrische ecotoxiciteit uit.

**Figuur 11: Milieubelasting van 1 kg gangbaar geteelde prei opgesplitst naar de verschillende processen betrokken in het productsysteem**

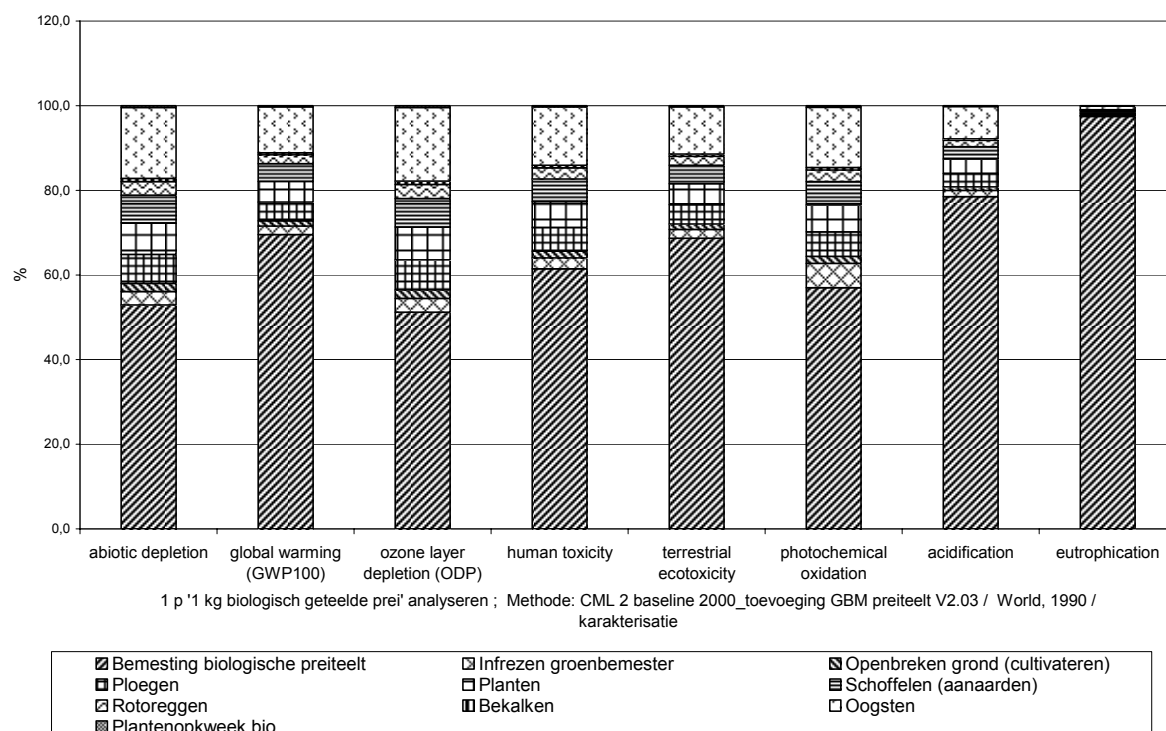


Dat bemesten zo een belangrijke bijdrage levert tot het versterken van het broeikaseffect vloeit grotendeels voort uit de definiëring van dit proces binnen SimaPro. Bemesten omvat het laden, toedienen en in geval van organische bemesting het onderwerken van de mest en dit zowel voor de organische als anorganische meststoffen. Dit proces wordt dus gekenmerkt door een hoog dieselverbruik en bijgevolg een hoge totale uitstoot aan broeikasgassen in verhouding tot de overige processen. Bovendien worden de indirecte emissies t.g.v. de productie van ammoniumnitraat en het transport van de organische mest van de veehouderij naar het tuinbouwbedrijf ook toegerekend aan dit proces, welke ook aanzienlijk bijdragen aan de uitstoot van broeikasgassen. Een analoge redenering geldt voor de fotochemische oxidantvorming (het betreft hier vnl. emissies van  $\text{NO}_x$  en VOS).

Bemesten is nagenoeg volledig verantwoordelijk voor potentiële eutrofiërende effecten geassocieerd met conventionele preiteelt. Dit is eenvoudig te verklaren door de emissie van de vermestende stoffen nitraat ( $\text{NO}_3$ ), ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), distikstofmonoxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ), stikstofoxiden ( $\text{NO}_x$ ) en fosfor (P) naar het milieu t.g.v. toedienen van minerale en organische meststoffen. De emissies van  $\text{NO}_x$  en  $\text{NH}_3$  bij bemesten zijn in grote mate verantwoordelijk voor de hoge score van dit proces binnen de categorie verzuring.

In figuur 12 wordt de milieubijdrage van de afzonderlijke processen voor de biologische productie van 1 kg prei weergegeven. Ook hier valt af te leiden dat bemesten verantwoordelijk is voor het grootste deel van de potentiële milieu-impact binnen de verschillende geselecteerde categorieën.

**Figuur 12: Milieubelasting van 1 kg biologisch geteelde prei opgesplitst naar de verschillende processen betrokken in het productsysteem**



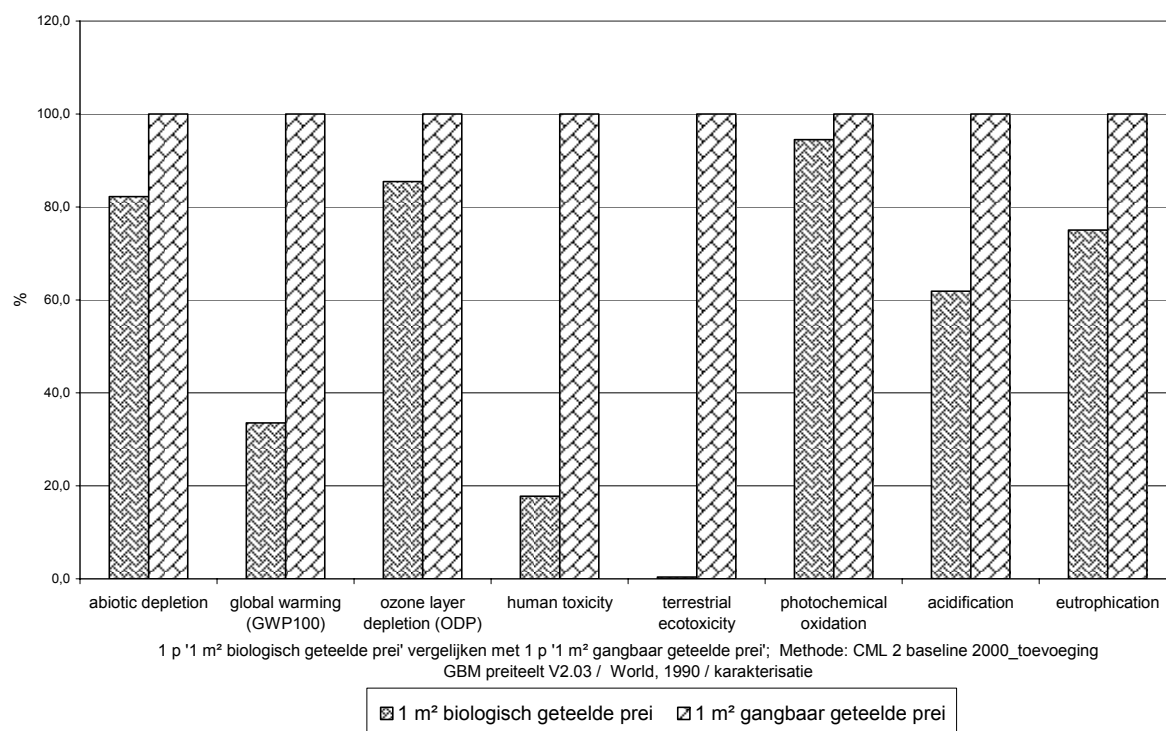
Dat bemesten zo een belangrijke bijdrage levert tot het versterken van het broeikaseffect valt hier ook voornamelijk te verklaren door het feit dat bemesten heel wat processen omvat, nl. het transport, laden en toedienen van de organische (handels)meststoffen en onderwerken van de runderstalmest. Dit proces wordt bijgevolg gekenmerkt door een relatief hoog dieselverbruik en dus hoge totale uitstoot van broeikasgassen. Een analoge verklaring is ook van toepassing voor de categorieën aantasting van de ozonlaag, humane toxiciteit, terrestrische ecotoxiciteit en fotochemische smogvorming.

De hoge bijdrage van vermesting aan de categorie eutrofiëring spreekt voor zich. De emissie van de vermestende stoffen nitraat ( $\text{NO}_3$ ), ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), distikstofmonoxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ), stikstofoxiden ( $\text{NO}_x$ ) en fosfor (P) bepalen in sterke mate de totale impactscore. De emissies van  $\text{NO}_x$  en  $\text{NH}_3$  tijdens bemesting dragen het sterkst bij tot de score voor verzuring.

#### 8.3.4.2 Milieubelasting per $\text{m}^2$ preiproduktie

De keuze van de functionele eenheid bepaalt in belangrijke mate het uiteindelijke milieuprofiel (Charles *et al.*, 2006). Definieert men de functionele eenheid als de milieubelasting die voortvloeit uit de produktie van 1  $\text{m}^2$  prei op gangbare en biologische wijze dan resulteert dit in de milieuprofielen weergegeven in figuur 13. Een overzicht van de score per impactcategorie is weergegeven in tabel 34.

**Figuur 13: Vergelijking van de milieubelasting veroorzaakt door de productie van 1 m<sup>2</sup> prei op biologische respectievelijk gangbare wijze**



**Tabel 34: Overzicht van de impactscores horende bij verschillende impactcategorieën voor biologische en gangbare productie van 1 m<sup>2</sup> prei**

| Impactcategorie                                               | Impactscore           |         |                    |       |
|---------------------------------------------------------------|-----------------------|---------|--------------------|-------|
|                                                               | Biologische preiteelt |         | Gangbare preiteelt |       |
| Uitputting abiotische grondstoffen (kg Sb-eq)                 | 4,81E-4               | 82,22 % | 5,85E-4            | 100 % |
| Broeikaseffect (kg CO <sub>2</sub> -eq)                       | 1,20E-1               | 33,61 % | 3,57E-1            | 100 % |
| Aantasting ozonlaag (kg CFC-eq)                               | 9,88E-8               | 85,17%  | 1,16E-7            | 100 % |
| Humane toxiciteit (kg 1,4-DB-eq)                              | 2,06E-2               | 17,76%  | 1,16E-1            | 100 % |
| Terrestrische ecotoxiciteit (kg 1,4-DB-eq)                    | 9,71E-5               | 0,37 %  | 2,60E-2            | 100 % |
| Fotochemische smogvorming (kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> ) | 2,02E-5               | 94,84 % | 2,13E-5            | 100 % |
| Verzuring (kg SO <sub>2</sub> -eq)                            | 1,05E-3               | 61,76 % | 1,70E-3            | 100 % |
| Eutrofiëring (kg PO <sub>4</sub> -eq)                         | 1,91E-3               | 75,20 % | 2,54E-3            | 100 % |

Wanneer men de milieuprofielen bekijkt, blijkt dat de biologische prei voor alle impactcategorieën beduidend beter scoort. Dit is analoog aan de bevindingen van Kramer *et al.* (2000) en van Woerden (2001) waarbij biologische en gangbare groenteteelten onderling vergeleken werden d.m.v. LCA en waarbij de functionele eenheid zowel op productbasis als op oppervlakte basis werd uitgedrukt. Dit beeld wordt verkregen door het feit dat de gemiddelde opbrengst bij gangbaar hoger is dan deze bij bio. Wanneer de functionele eenheid gedefinieerd wordt op productbasis (1 kg prei) dan worden de emissies bij gangbaar gereletaard aan een grotere opbrengst waardoor een gunstiger profiel wordt verkregen. Het opdrijven van de opbrengstcijfers in de biologische teelt zou dus kunnen bijdragen tot een gunstiger milieuprofiel. Bijgevolg zou het verrichten van meer onderzoek naar de mogelijkheden om de opbrengst te doen stijgen en belangrijke verbeteroptie kunnen betekenen.

Voor de categorieën broeikaseffect, aantasting ozonlaag, fotochemische smogvorming en verzuring is dit voornamelijk toe te schrijven aan het grotere brandstofverbruik bij de gangbare preiteelt (142 L/ha) in vergelijking met de biologische teelt (134 L/ha). De biologische preiteelt kampt met een grotere run-off van P (0,89 kg P/ha t.o.v. 0,74 kg P/ha), maar dit wordt gecompenseerd door de groter hoeveelheid NH<sub>3</sub>-emissie en NO<sub>3</sub>-uitloging wat resulteert in een grotere score voor gangbaar binnen de categorie eutrofiëring.

De bijdrage van de gangbare preiteelt aan de categorieën humane toxiciteit en terrestrische ecotoxiciteit is toe te schrijven aan de inzet van chemische gewasbeschermingsmiddelen. Deze stoffen worden niet ingezet in de biologische teelt, wat leidt tot het gunstiger milieuprofiel voor deze categorieën. Hierbij dient echter wel vermeld te worden dat in de bio preiteelt *Bacillus thuringiensis* wordt ingezet. Dit werd niet meegenomen in de analyse aangezien er onvoldoende toxiciteitsdata en fysicochemische parameters voor deze biologische producten beschikbaar zijn en er bijgevolg geen karakterisatiefactoren kunnen berekend worden. Men neemt immers aan dat de toxiciteit verbonden aan deze biologische bestrijder verwaarloosbaar is. Anders is het met alternatieve producten zoals koper die in de biologische teelt vaak in vrij grote hoeveelheden worden toegepast. Voor een nadere bespreking hieromtrent wordt verwezen naar het vorige hoofdstuk dat de impact van biologische en gangbare gewasbescherming bespreekt op basis van de PRIBEL.

Bij deze vaststellingen moeten echter een aantal kanttekeningen gemaakt worden. Wegener Sleeswijk *et al.* (1996) pleiten sterk tegen het uitdrukken van de functionele eenheid op oppervlakte basis. Wordt de functionele eenheid als product eenheid uitgedrukt (bv. 1 kg prei) dan wordt zowel de efficiëntie van het productieproces als milieu-impact in beschouwing genomen (Haas *et al.*, 2000; Brentrup *et al.*, 2004b). Charles *et al.* (2006) hebben onderzoek verricht naar de ontwikkeling van een methode om niet enkel opbrengst, maar tevens de kwaliteit van deze opbrengst in de definitie van de functionele eenheid mee te nemen, opdat dit de LCA-gebruiker in staat moet stellen een nog vollediger milieuprofiel te genereren.

### 8.3.5 Besluit

Uit deze vergelijkende LCA-studie is gebleken dat de milieubelasting per m<sup>2</sup> preiproductie veroorzaakt door de gangbare teelt groter is dan de impact veroorzaakt door de biologische teelt voor alle impactcategorieën. Dit is voor de categorieën humane toxiciteit en terrestrische ecotoxiciteit voornamelijk toe te schrijven aan de impact veroorzaakt door het toedienen van bestrijdingsmiddelen, de hogere N-emissies afkomstig van de toegediende meststoffen bepalen de grotere impactscores voor eutrofiëring en verzuring, en het hogere brandstofverbruik deze voor uitputting abiotische grondstoffen, broeikaseffect, aantasting ozonlaag en fotochemische smogvorming. Hierbij dient echter opgemerkt te worden dat de definitie van de functionele eenheid per oppervlakte-eenheid het belangrijke verschil in opbrengst per hectare tussen de biologische en gangbare teelt niet in rekening brengt. Wordt dit wel in beschouwing genomen, door de functionele eenheid te definiëren als de milieubelasting per kg prei, dan treedt er een verschuiving op in de verhoudingen daar de opbrengstcijfers bij gangbaar per hectare prei ongeveer 27% hoger liggen dan bij de biologische teelt. De biologische productiewijze is dan niet meer uitgesproken milieuvriendelijker dan de conventionele. De biologische teelt scoort dan nog beter qua milieu-impact voor volgende categorieën: broeikaseffect (54% => slechts 54% van de toxiciteit bij het gangbare systeem %), humane toxiciteit (76%), terrestrische toxiciteit (99,5%) en verzuring (15%). Voor volgende categorieën scoort de gangbare productie van prei dan beter: uitputting abiotische grondstoffen (11%), aantasting ozonlaag (15%), fotochemische smogvorming (24%), eutrofiëring (3%).

De voornaamste verbeteropties voor de gangbare preiteelt omvatten het reduceren van het brandstofverbruik, de emissie van eutrofiërende stoffen t.g.v. bemesten, en de humane en ecotoxiciteit die voortvloeit uit het bestrijdingsmiddelengebruik. Overschakelen naar een meer geïntegreerde aanpak kan hierbij een mogelijke oplossing zijn. Bij de biologische landbouw dient vooral meer onderzoek verricht te worden naar de mogelijkheden om de opbrengst te verhogen.

Er kan gesteld worden dat de holistische LCA methodiek een geschikt instrument is voor de identificatie van de inefficiënties binnen en de evaluatie van de milieu-impact van verschillende agrarische productiesystemen. Het analytisch framework dient in de toekomst echter nog verder uitgewerkt te worden om bepaalde leemtes op te vangen, o.a. modelleren en karakteriseren van de emissies van zware metalen. Om dit te kunnen realiseren is er ook meer nood aan concretere en consistentere data. Dit kan bijvoorbeeld tot stand komen door een nauwere samenwerking met telers (bv. afnemen van enquêtes, bijhouden van een logboek) en proefcentra waardoor exacte data en beter inzicht verkregen kan worden in de verschillende productieprocessen. Bovendien moet een methodiek ontwikkeld worden die toelaat om de impact t.g.v. het gebruik van zogenaamde biologische bestrijdingsmiddelen te karakteriseren en mee te nemen in de analyse. De LCA-methodiek vormt in dit opzicht ook een belangrijk beleidsondersteunend instrument en kan bijvoorbeeld ingezet worden als communicatiemiddel binnen de omkadering van een certificatielabel om mogelijke zwakheden en verbeteringen te analyseren.

## **DEEL 4: VOEDING & GEZONDHEID**

**Christine Hoefkens, John Van Camp, Stefaan De Henauw,  
Bruno De Meulenaer, Frank Devlieghere, Katleen Baert,  
Isabelle Sioen, Isabelle Vandekinderen, Anne Opsomer**



# 1 Inleiding

Het onderzoek naar de potentiële meerwaarde van bio op gebied van voedingswaarde en voedselveiligheid focust binnen dit project op de productgroep groenten. Groenten zijn een belangrijk onderdeel van een gezond voedingspatroon doordat ze zowel essentiële macronutriënten (water, koolhydraten, voedingsvezels) als essentiële micronutriënten (vitamines en mineralen) aanbrengen. Groenten bevatten daarnaast ook belangrijke secundaire plantmetabolieten zoals carotenoïden en polyfenolen. Deze zogenaamde nieuwe nutriënten genieten bijzondere aandacht gezien hun potentieel gunstige effecten op de gezondheid van de mens. Het belang van groenten wordt nogmaals onderstreept door hun prominente positie in de voedingsdriehoek (VIG, 2004). De voedingsdriehoek, die steunt op de Belgische voedingsaanbevelingen (HGR, 2006), beveelt aan om dagelijks een portie groenten van 300 gram te consumeren.

Anderzijds kunnen in groenten ook allerhande contaminanten worden teruggevonden die hoofdzakelijk door menselijke activiteiten in de atmosfeer, het water en de bodem worden verspreid. Voor het bestuderen van de chemische veiligheid van groenten zijn vooral de residuen (pesticiden en nitraat) en natuurlijke contaminanten (pathogene micro-organismen) relevant.

De voedingswaarde maar ook de contaminatiegraad van groenten kan zowel binnen een soort als tussen soorten sterk variëren. Verschillende factoren liggen hiervan aan de basis zoals de variëteit van de groente, de bereiding en bewaring, de rijpheid, bodemcondities, klimaatcondities. Een andere potentiële factor is het type landbouwsysteem (biologisch versus conventioneel). De invloed van deze laatste factor is de onderzoeksvraag van dit projectluik. In de literatuur zijn reeds een aantal studies verschenen die aangeven dat biologische groenten een hogere voedingswaarde hebben (Woese et al., 1997). Eveneens zijn er indicaties voor een meerwaarde betreffende een hogere voedselveiligheid (Woese et al., 1997).

Kortom, dit luik heeft tot doel om op een objectieve en wetenschappelijke manier te onderzoeken of bio groenten een meerwaarde bieden naar voedingswaarde en voedselveiligheid in vergelijking met conventionele groenten. Zijn m.a.w. claims als “bio is gezonder” en “bio is veiliger” wetenschappelijk te onderbouwen?

## 2 Model voor innameschatting

### 2.1 Basismodel

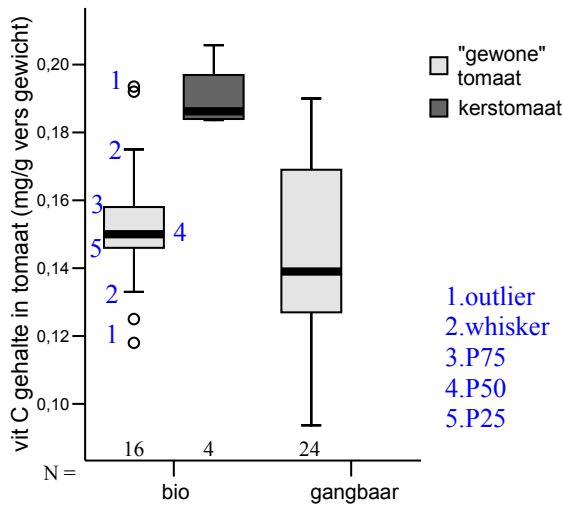
Voor de bespreking van de resultaten wordt gestart met het in kaart brengen van potentiële verschillen tussen biologische en gangbare groenten en aardappelen qua voedingswaarde en voedselveiligheid. De bestudeerde groenten zijn wortelen, tomaten, sla en spinazie. De keuze is gemaakt op basis van de hoeveelheid beschikbare gegevens. Daarbij is getracht rekening te houden met de consumptiehoeveelheid alsook met de groep waartoe de groente behoort (blad-, wortel-, knol- en vruchtgewassen). Een koolgewas ontbreekt in het rijtje van bestudeerde groenten. Vervolgens wordt de directe impact van mogelijke verschillen op de gezondheid van de consument ingeschat door het bepalen van de waarschijnlijke inname van een voedingscomponent via de consumptie van groenten (lees: groenten & aardappelen). De gehalten van gunstige (nutriënten) en ongunstige (contaminanten) componenten die gerapporteerd zijn in de literatuur en andere bronnen, zijn zelden verkregen door de analyse van de voedingsmiddelen die gekocht en geconsumeerd worden door de consument. Dit maakt een modelmatige innameschatting noodzakelijk. Een innameschatting van een component (**Y**) wordt bekomen door een koppeling van het gehalte van deze component in een voedingsmiddel (hier: groenten) (**C**) aan de hoeveelheid die iemand hiervan eet (**X**) gedurende een periode (bijv. per dag) (**T**), rekening houdende met het lichaamsgewicht van de betreffende persoon (**lg**).

In formulevorm wordt dit: 
$$Y = \sum_{\text{dagen}} \frac{C * X}{lg * T} \text{ [mg of } \mu\text{g/kg lichaamsgewicht (lg)/dag]}$$

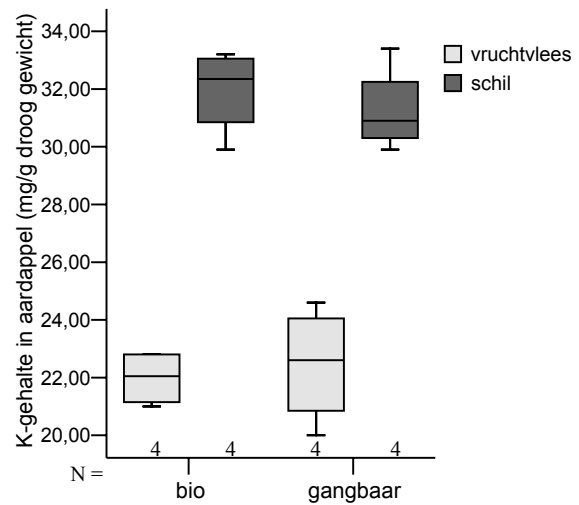
### 2.2 Evaluatie van de methodologie

De nutriënt- en contaminantgehalten van groenten zijn verzameld uit internationale literatuur en andere betrouwbare bronnen (rapporten, databanken, enz.). Deze concentraties worden gekenmerkt door variabiliteit maar ook door een onzekerheid. Onzekerheid is het gevolg van onwetendheid of een gebrek aan (kwaliteitsvolle) informatie, die in tegenstelling tot variabiliteit gedeeltelijk kan gereduceerd worden door de onderzoeker. Door een belangrijk tekort aan informatie in dit onderzoeksdomein is er getracht een evenwicht te vinden tussen bruikbare en niet-bruikbare gegevens door het vooropstellen van een aantal afbakeningscriteria: de geografische ligging, teeltwijze (bio vs. gangbaar), eetbaarheid van het vruchtgedeelte (bijv. vruchtvlees vs. schil), bereidingswijze (rauw vs. bereid), jaartal van de studie (vóór 1991 vs. na 1991), component (ascorbinezuur vs. vitamine C) en de eenheid van de gerapporteerde concentraties (per gram vers gewicht vs. per gram droog gewicht). De impact van een aantal van deze criteria op de voedingswaarde en contaminatiegraad van een groente is weergegeven via boxplots in Figuur IV. 1 tot Figuur IV. 4. De verschillende elementen die nodig zijn om een boxplot te lezen, zijn aangeduid op Figuur IV. 1. De ondergrens van de box stelt het 25<sup>ste</sup> percentiel (P25) voor en de bovengrens het 75ste percentiel (P75). Dit betekent dat vijftig percent van de datapunten binnen de box valt. De horizontale lijn in de box geeft de mediaan (P50) weer of het midden van de gegevensverzameling, dat wil zeggen dat 50 % van de datapunten onder de mediaan ligt en 50

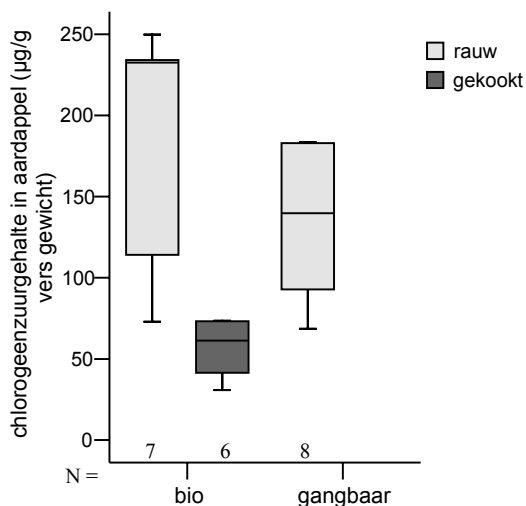
% erboven. De whiskers duiden de grootste en de kleinste observatie aan die niet een outlier zijn. Uitzonderlijk hoge of lage waarden worden outliers genoemd.



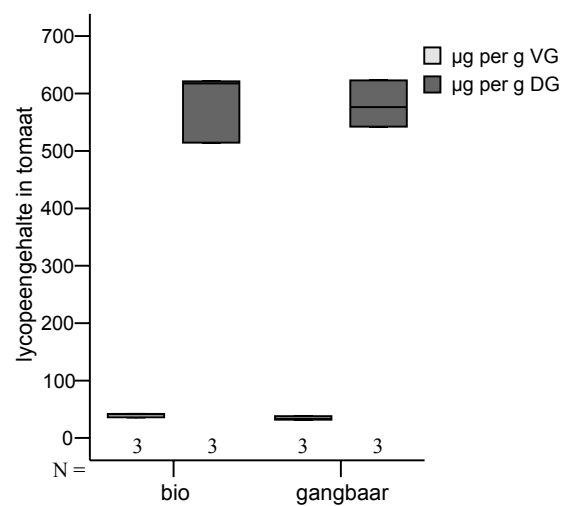
**Figuur IV. 1 Invloed van variëteit**



**Figuur IV. 2 Invloed van vruchtgedeelte**



**Figuur IV. 3 Invloed van bereidingswijze**

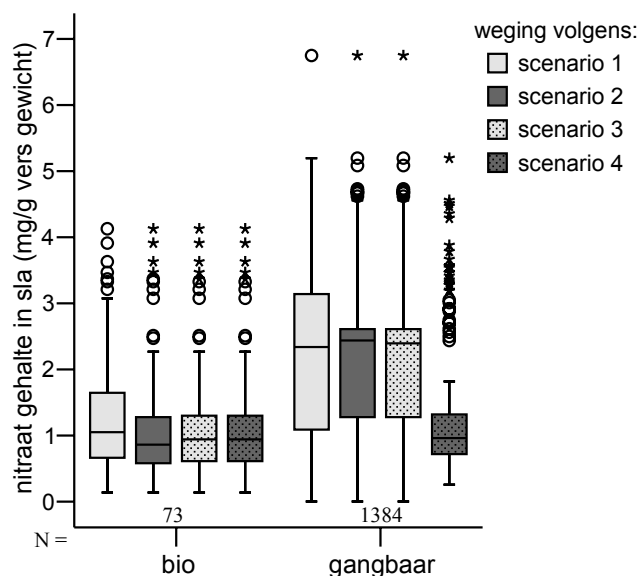


**Figuur IV. 4 Invloed van eenheid van rapportering: vers gewicht (VG) versus droog gewicht (DG)**

Het wordt duidelijk dat een groot aantal factoren de samenstelling van een groente beïnvloeden (zie ook 3.1 en 4.1). In een gepaarde proefopzet wordt getracht deze factoren zoveel mogelijk te elimineren. Goed gecontroleerde gepaarde of vergelijkende studies zijn echter schaars waardoor men voor dit project zowel gepaarde als niet-gepaarde studies hebben meegenomen. De term “half-gepaarde studie” gebruikt men voor een studie die slechts voor een aantal van de vooropgestelde afbakeningscriteria controleerde (zie blz. 106). Om toch een onderscheid te kunnen maken tussen studies naar kwaliteit en betrouwbaarheid, werd naargelang het type studie (gepaard, half-gepaard en niet-gepaard) en het staalnameplan aan ieder datapunt een gewicht toegekend. Data zijn zwaarder meegerekend wanneer er voor meer factoren gecontroleerd was en meer stalen geanalyseerd en gerapporteerd waren.

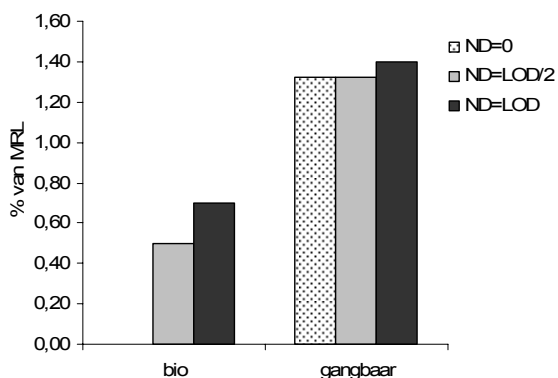
De invloed van de wegingmethode op het gehalte aan nutriënten en contaminanten van een groente wordt geïllustreerd voor het voorbeeld van nitraat in sla (Figuur IV. 5). De verschillende wegingmethoden of –scenario's zijn:

- scenario 1: zonder weging
- scenario 2: weging in functie van het aantal stalen en het aantal metingen ( $W_{i,unit} * W_{i,meas}$ )
- scenario 3: weging in functie van het aantal stalen, het aantal metingen en het type van studie (gepaard, half-gepaard, niet-gepaard) ( $W_{i,unit} * W_{i,meas} * W_{i,pair}$ )
- scenario 4: idem scenario 3, behalve dat enkel rekening gehouden is met gepaarde en half-gepaarde studies ( $W_{i,unit} * W_{i,meas} * W_{i,pair}$ )

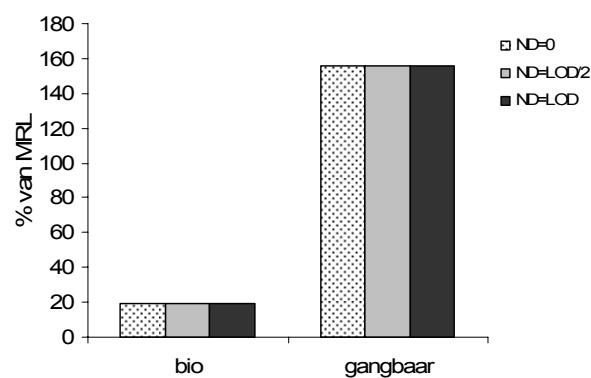


**Figuur IV. 5 Invloed van wegingsmethode**

Een volgend probleempunt voor het opstellen van de databank was het grote aantal niet-gedetectedeerde pesticidengehalten. Dit probleem – met gevolgen voor de resultaten – werd aangepakt door deze *non-detects* (ND) een waarde toe te kennen. In een eerste scenario werden alle NDs gelijkgesteld aan de detectielimiet van de analysemethode gedeeld door twee. Het tweede en het derde scenario bestonden erin de NDs te vervangen door respectievelijk de nulwaarde en de detectielimiet. In Figuur IV. 6 en Figuur IV. 7 is het effect van de drie benaderingen op het gehalte aan chloorpropham in aardappelen voorgesteld.



**Figuur IV. 6 P50 gehalte van chloorpropham in aardappel (% van MRL\*)**



**Figuur IV. 7 P97,5 gehalte van chloorpropham in aardappel (% van MRL\*)**

\*MRL: het maximale residugehalte in of op levensmiddelen

Figuren IV.1 t.e.m. IV.7 tonen aan dat de manier waarop de verzamelde concentratiegegevens van een nutriënt of contaminant afgebakend, gewogen en voorgesteld worden (cfr. niet-gedetectedeerde pesticiden), bepalend zijn voor de waarden waarmee verder gerekend wordt bij de bepaling van de inname van dit nutriënt of contaminant. Aangezien geen algemeen geldende methode bestaat, is het aan de onderzoeker te oordelen welke methode volgens hem de meest betrouwbare informatie zal opleveren. De methodologie werd in het kader van dit project uitgebreid geëvalueerd en daaruit werd besloten om ten eerste met zoveel mogelijk afbakeningscriteria rekening te houden als het aantal datapunten het toeliet. De criteria die gehanteerd zijn, worden opgesomd in 2.2. Ten tweede zijn de datapunten gewogen volgens het principe van een 5-punten schaal. Gepaarde studies kregen 5 keer zoveel gewicht als niet-gepaarde en half-gepaarde studies 3 keer zoveel gewicht als niet-gepaarde. Tenslotte zijn niet-gedetectedeerde pesticidengehalten vervangen door de nulwaarde. Door zo streng mogelijk de data af te bakenen wordt de invloed van andere factoren dan het type landbouwsysteem verminderd. Hoewel een belangrijk afbakeningscriterium, kon het type studie (gepaard, half-gepaard en niet-gepaard) niet in beschouwing genomen worden door een tekort aan gepaarde onderzoeken. Het wege van de data moest deze belangrijke tekortkoming deels opvangen. In het specifieke geval van niet-gedetectedeerde concentraties werd gekozen voor de nulwaarde omdat de detectielimiet voor de bepaling van hetzelfde pesticide kon verschillen volgens de gegevensbron en er vaak een bepalingmethode met een hogere detectielimiet werd gebruikt voor de analyse van biologische producten.

### 3 Nutritionele aspecten van groenten

#### 3.1 Voedingswaarde, drijvende krachten

##### 3.1.1 Vitamines

Vitamines zijn complexe organische stoffen die niet of in onvoldoende mate gevormd worden in het lichaam en die essentieel zijn voor het functioneren van het menselijk lichaam. Vele groenten zijn een belangrijke bron van vitamine C en pro-vitamines (carotenoïden). Vitamine C heeft een antioxidatieve werking zodat het metabolisme beschermd wordt tegen toxische vormen van zuurstof. Daarnaast is vitamine C ook belangrijk in de vorming van collageen, een proteïne dat structuur geeft aan beenderen, spieren en bloedvaten. Vooral groenten en fruit zoals pepers, sinaasappels, broccoli, tomaten, kolen en spinazie zijn een voornaam bron van vitamine C in tegenstelling tot granen en zaden, evenals dierlijke producten (Van Camp et al., 2004; Podsdek, 2007). Hoewel aardappelen geen groente zijn, bevatten ze belangrijke hoeveelheden vitamine C (Brown, 2005). Vitamine A komt voor in groene en geel-rode groentesoorten als carotenoïden (pro-vitamines) die mogelijk ook anti-oxidatief werken. Uit epidemiologisch onderzoek blijkt dat een voeding rijk aan vitamine C en/of carotenoïden het risico op sommige kankers en op hart- en vaatziekten kunnen verlagen (Steinmetz & Potter, 1991-1996; Block et al., 1992; Ness & Powles, 1997; Riboli & Norat, 2003; Hung et al., 2004). Het belangrijkste pro-vitamine van vitamine A is  $\beta$ -caroteen. Naast zijn rol als precursor voor vitamine A kunnen voor  $\beta$ -caroteen momenteel geen aanvullende aanbevelingen worden gegeven.

Vitamines worden door de plant zelf gesynthetiseerd en de gehalten waarin ze voorkomen zijn afhankelijk van diverse factoren (Holden, 2002). Een eerste factor is de *gewasgrootte*; Schuphan (1943) heeft aangetoond dat grootte van rode kool omgekeerd evenredig is met de vitamine C concentratie (vit C). Kader (1987) is het effect nagegaan van *rijpheid* van fruit en vruchten op het vit C gehalte. Hij vond dat half rijpe en volledig rijpe appels met respectievelijk 18 en 60 mg vit C/100 g VG (vers gewicht) gestegen waren ten opzichte van de groene appels. De *variëteit* is ook bepalend voor het vit C gehalte zoals blijkt uit het onderzoek van Schuphan (1975). Deze studie onderzocht 134 appelvariëteiten waarbij het gehalte aan vitamine C varieerde tussen 0-31 mg/100 g VG. Vele vitamines en vooral vit C is gevoelig aan *oxidatie, warmte en licht* met een snelle degradatie tijdens transport en opslag tot gevolg (Kader, 1987; Dietz & Erdman, 1989). Kader (1987) vond een vitamine C-verlies van 70 % bij aardappelen bewaard onder optimale condities (donker, droog en koel). Bij bewaring van boerenkool onder 21°C (kamertemperatuur) was het gehalte aan vitamine C 60-89 % lager dan onder diepvriesomstandigheden. Bij wortelen werden ook de hoogste gehalten aan  $\beta$ -caroteen gevonden bij bewaring onder diepvriesomstandigheden (Desobry et al., 1998). Een volgende factor is de *bereidingswijze*; bij koken gaat ongeveer 20-50 % van de vitamines verloren (Van Wijk et al., 2006). Dit geldt echter niet voor de pro-vitamines A waarbij de gehalten aan  $\beta$ -caroteen hoger blijken in gekookte groenten dan in rauwe groenten (Van Wijk et al., 2006). Ten slotte zou de *teeltwijze* (biologisch of conventioneel) en in het bijzonder de *bemestingswijze* een mogelijke invloed hebben op de voedingswaarde (Holden, 2002).

### 3.1.2 Mineralen

Net als vitamines zijn mineralen nodig voor de goede werking van diverse processen in het lichaam en worden ze opgenomen via onze voeding. Mineralen zijn echter eenvoudiger van samenstelling en het lichaam heeft er dagelijks minder van nodig. Kalium en calcium zijn twee voorbeelden die in belangrijke concentraties aanwezig zijn in groenten (Van Camp et al., 2004). De opname van kalium is noodzakelijk om de homeostase, namelijk het fysiologisch evenwicht tussen de intra- en extracellulaire vloeistoffen, te handhaven, om de obligate verliezen te compenseren (zweet-, urinair en faecaal verlies) en om aan de groei behoefte te voldoen (HGR, 2006). Rijk aan kalium zijn aardappelen, groenten, fruit, peulvruchten, vlees, vis en noten. Calcium is onontbeerlijk voor het beendergestel en vormt een essentieel bestanddeel van het skelet (HGR, 2006). Ongeveer 99 % van het calcium in het lichaam bevindt zich in de beenderen en zorgt voor de stevigheid en de rigiditeit van het skelet en de hardheid van de tanden. Calcium speelt ook een belangrijke rol in talrijke metabole functies: bloedstolling, spiercontracties en vrijstelling van hormonen en membraandoorlaatbaarheid. Melk, yoghurt, kaas en zuivelproducten zijn rijk aan calcium. Ook volkorenbrood, sommige mineraalwaters, groenten, peulvruchten en noten bevatten calcium. In tegenstelling tot vitamines, worden mineralen niet door de plant gesynthetiseerd maar wordt de minerale samenstelling bepaald door de *bodemcondities* en *biobeschikbaarheid* van het mineraal voor de plant (Grusak, 2002).

### 3.1.3 Secundaire plantmetabolieten

Secundaire plantmetabolieten worden enkel gesynthetiseerd in de plant waar zij belangrijk kunnen zijn in de bescherming van de plant tegen ziekten en plagen, UV-straling en stress (Bennet & Wallsgrove, 1994; Van Camp et al., 2004). Zij dragen eveneens bij tot de specifieke geur, smaak en kleur van planten. De groep van secundaire plantmetabolieten omvat duizenden verbindingen onderverdeeld in vijf klassen (fenolische componenten, alkaloïden, carotenoïden, N-houdende en organozwavel componenten) en verscheidene subklassen (Andjelkovic et al., 2006). De chemische structuur kan sterk variëren tussen verbindingen met diverse functies tot gevolg. Sterk bewijs voor een beschermende rol van fruit en groenten tegen kanker vloeit voort uit epidemiologisch onderzoek. Op basis van in vitro proeven en dierenproeven wordt deze beschermingsfunctie toegekend aan de secundaire plantmetabolieten in groenten en fruit. Meer onderzoek is echter nodig naar de precieze biologische functie in de mens (Johnson, 2007). Dit maakt bijkomend onderzoek naar het werkingsmechanisme van deze verbindingen en het fysiologische belang van de vastgestelde effecten noodzakelijk. Ook potentieel negatieve tot toxische effecten van deze bioactieve componenten op het metabolisme van mens en dier dienen verder onderzocht te worden.

Secundaire plantmetabolieten zijn wijd verspreid in het plantenrijk, maar niet homogeen verdeeld in de plant (Shahidi & Naczki, 2004). Zhao et al. (2006) beschrijft een aantal factoren die aanleiding kunnen geven tot aanrijking of verlies van deze componenten in groenten en fruit. Het *genotype* is een eerste factor; zo vertonen ziekte resistente rassen hogere concentraties aan fenolische componenten dan commerciële cultivars (Howard et al., 2002). Variaties in concentraties kunnen eveneens veroorzaakt worden door het *plantweefsel* en de *grootte en rijpheid van de vrucht* (Zhao et al., 2006). Fenolische componenten accumuleren gewoonlijk in de buitenste delen van de plant of vrucht (Hohl et al., 2001; Le Gall et al., 2003). Het effect van de vruchtgrootte en de rijpheid op het gehalte is echter niet eenduidig voor alle componenten (Howard et al., 2002; Dumas et al., 2003; Vallejo et al., 2003).

Factoren als *ziektes en plagen* (Hahlbrock & Scheel, 1989; Herms & Mattson, 1992; Dixon & Paiva, 1995), *bodemcondities* (Lester & Eischen, 1996; Oliveira et al., 2003), *bemesting* (Mozafar, 1993; Dixon & Paiva, 1995; Bourn & Prescott, 2002; Dumas et al., 2003; Flores et al., 2004), *irrigatie* (Esteban et al., 2001; Tovar et al., 2002; Dumas et al., 2003; Zhao et al., 2006) en het *gebruik van pesticiden* (Daniel et al., 1999; Holden, 2002) kunnen alle stress induceren met als gevolg dat de plant meer afhankelijk wordt van zijn natuurlijke beschermingssystemen. Dit resulteert dan in de accumulatie van secundaire plantmetabolieten. De productie van secundaire plantmetabolieten door de plant kan ook variëren naargelang het *seizoen, locatie en klimaatomstandigheden* (Howard et al., 2002; Vallejo et al., 2003). Gehalten aan secundaire plantmetabolieten variëren in *tijd en ruimte*. Lange termijn studies met een breed bereik van locaties bieden daarom meer betrouwbare gegevens (Zhao et al., 2006). Tenslotte zijn de *bewaaromstandigheden* en de *bereidingswijze* eveneens bepalend voor de uiteindelijke concentratie in groenten en fruit. Lage bewaartemperaturen, korte bereidingstijden en koken zonder contact met water (stomen) leiden tot de kleinste verliezen (Rodrigues & Rosa 1999; Vallejo et al., 2003). In het kader van dit project zullen de volgende secundaire metabolieten van naderbij bekeken worden: chlorogeenzuur (in aardappel), glycoalkaloïden (in aardappel), lycopene (in tomaat), polyfenolen (in sla), luteïne (in sla en spinazie).

## 3.2 Voedingswaarde, toestand en respons

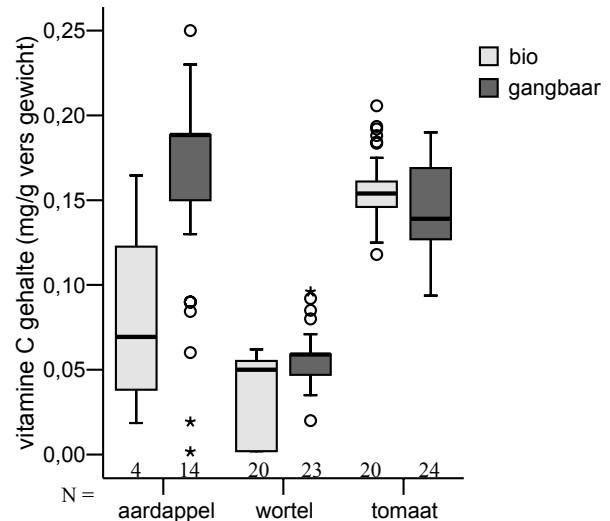
### 3.2.1 Vergelijking van de voedingswaarde tussen bio en gangbaar

#### *Boxplots*

Zoals blijkt uit paragraaf 3.1 bepalen talrijke factoren de voedingswaarde van de groente die uiteindelijk geconsumeerd wordt. Voor dit project werd dieper ingegaan op de invloed van het type landbouwsysteem, biologisch versus gangbaar, in relatie tot het gehalte aan nutriënten en contaminanten van groenten. Aan de hand van onderstaande Figuur IV. 8 tot Figuur IV. 12, boxplots genaamd, wordt de variatie van de gehalten aan vitamine C,  $\beta$ -caroteen, K, Ca en secundaire plantmetabolieten gevisualiseerd in functie van het teeltsysteem. De manier waarop een boxplot wordt afgelezen, staat beschreven op blz. 106-107. Om de significantie van verschillen in gehalten aan vitamines, mineralen en secundaire plantmetabolieten tussen beide teeltsysteem na te gaan, zijn statistische toetsen uitgevoerd. Als de data normaal verdeeld waren en er aan de voorwaarde van homoscedasticiteit voldaan was (d.i. gelijke varianties) werd een t-toets voor twee onafhankelijke steekproeven uitgevoerd. In het andere geval werd gebruik gemaakt van een niet-parametrische toets, de Mann-Whitney toets. De resultaten van deze toetsen zijn samengevat in Tabel IV. 1. Het groter-dan-teken (>), kleiner-dan-teken (<) en het gelijktteken (=) zijn gebruikt om aan te duiden welke groente, biologisch of gangbaar, de grootste gemiddelde concentratie bevat van een bepaald nutriënt.

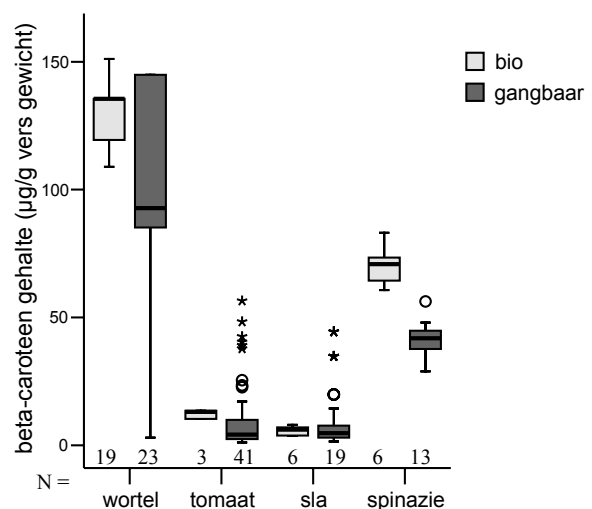


Uit de boxplot van de verzamelde vitamine C concentraties volgt dat zowel biologisch als gangbaar geteelde tomat relatief hoge concentraties van het vitamine bevat (Figuur IV. 8). Ook gangbare aardappelen blijken een goede bron van vitamine C. Wanneer gekeken wordt naar de verschillen in vitamine C tussen biologische en gangbare groenten, wordt het grootste verschil opgemerkt voor de aardappel waarbij gangbare aardappel significant hoger scoort. Hoewel het verschil voor wortelen en tomat kleiner is, geven de statistische toetsen significante verschillen aan (Tabel IV. 1). Voor wortel zijn de verschillen in het voordeel van gangbaar, terwijl voor tomat bio beter scoort. Ook hier wordt vastgesteld dat het vitamine C gehalte soms sterk varieert voor eenzelfde groentesoort en eenzelfde productiewijze. De grote intra-variabiliteit van de voedingswaarde in een bepaalde groente geldt niet enkel voor vitamine C, maar ook voor de andere onderzochte nutriënten



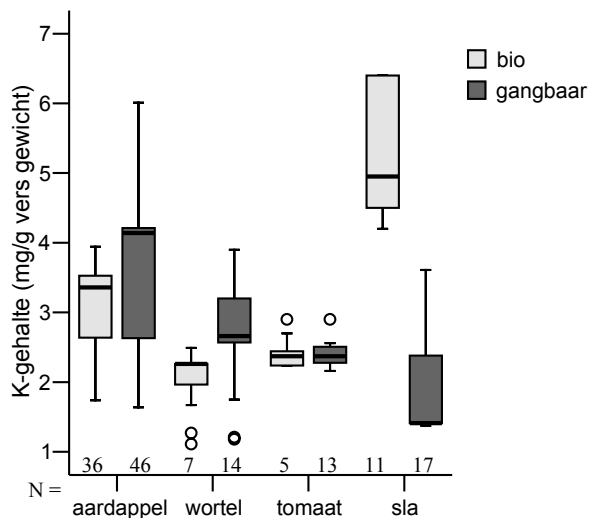
**Figuur IV. 8 Boxplot van vitamine C in groenten en aardappelen**

Zoals verwacht vormen wortelen, biologisch en gangbaar, de belangrijkste bron van beta-caroteen (Figuur IV. 9). De variabiliteit van het beta-caroteengehalte in gangbare wortel is echter groot. Voor tomat en sla is het verschil in beta-caroteen klein tot niet bestaande (Tabel IV. 1). De boxplot toont eveneens een statistisch significant hogere concentratie van dit provitamine in biologische spinazie.



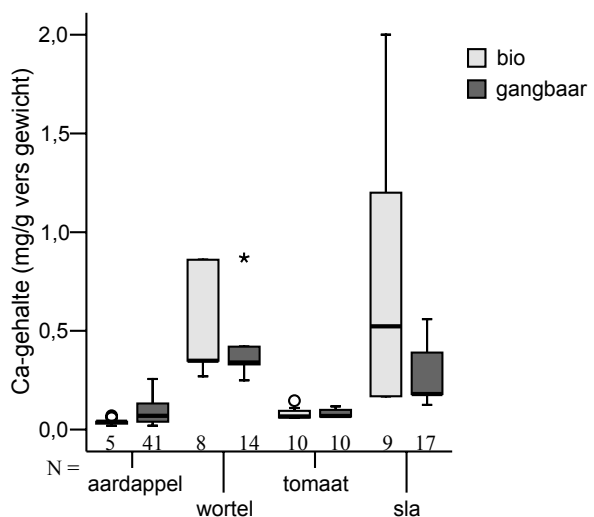
**Figuur IV. 9 Boxplot van  $\beta$ -caroteen in groenten**

Volgens Figuur IV. 10 worden de grootste hoeveelheden kalium geleverd door biologische sla. Het verschil met gangbare sla is statistisch significant (Tabel IV. 1). Opvallend is de sterke variatie van het kaliumgehalte in gangbare aardappel. Het verschil volgens landbouwsysteem is voor wortel en vooral tomaat klein maar toch significant beter in het gangbare systeem.



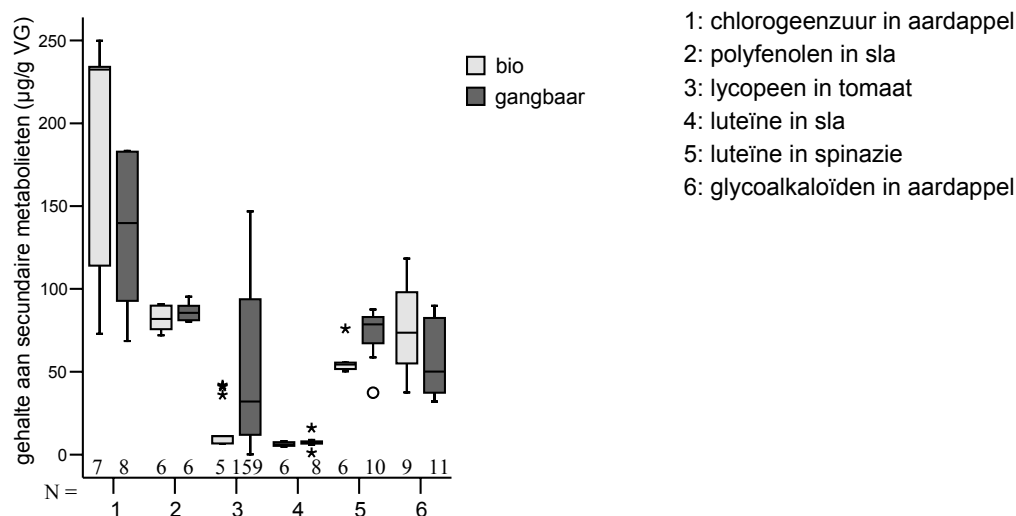
**Figuur IV. 10 Boxplot van kalium in groenten en aardappelen**

Net als kalium is calcium in belangrijke hoeveelheden aanwezig in biologische sla, maar wordt gekenmerkt door een grote intra-variabiliteit (Figuur IV. 11). Ook biologische wortel wordt gekenmerkt door een variabel Ca-gehalte, nochtans zijn de mediane gehalten voor beide teeltsystemen statistisch gelijk (Tabel IV. 1).



**Figuur IV. 11 Boxplot van calcium in groenten en aardappelen**

De verdeling van de concentratie van secundaire plantmetabolieten verschilt evenals voor de overige nutriënten volgens de groentesoort, het type landbouwsysteem en de component die beschouwd wordt. Opmerkelijk in Figuur IV. 12 is de brede verdeling van de secundaire plantmetabolieten in aardappelen en het relatief grotere verschil tussen bio en gangbaar. Tenslotte vertoont het lycopeengehalte in gangbare tomaat eveneens een relatief grote intra-variabiliteit.



**Figuur IV. 12** Boxplot van secundaire plantmetabolieten in groenten en aardappelen

### Statistische toetsen

Opvallend in Tabel IV. 1 zijn de tegengestelde resultaten voor eenzelfde nutriënt bij verschillende groenten. Bijvoorbeeld: het gehalte aan vitamine C is significant hoger in bio wortel en aardappel, maar significant lager in bio tomaat. Ook per groente zijn er geen eenduidige trends. Soms scoort bio beter, soms gangbaar. Een mogelijk verklaring hiervoor is de veelheid aan factoren die een invloed hebben op de samenstelling van groenten. Het formuleren van algemene besluiten per nutriënt zoals “bio bevat meer” wordt hierdoor moeilijk.

Per groente kunnen echter wel een aantal interessante vaststellingen gemaakt worden die men probeert te verklaren aan de hand van de *koolstof/stikstof balans theorie* en later de *groei/differentiatie balans theorie* (Brandt & Molgaard, 2001). De eerste theorie of de C/N balans theorie stelt dat wanneer N snel beschikbaar is, planten eerst de componenten aanmaken met een hoge N-inhoud, zoals vrije aminozuren die nodig zijn voor de groei en N-bevattende secundaire plantmetabolieten (bijv. glycoalkaloïden). Wanneer de N-beschikbaarheid de groei beperkt, gebeuren veranderingen in het metabolisme in de richting van meer C-houdende componenten (zetmeel, cellulose) en niet-N-houdende secundaire plantmetabolieten (fenolen en terpenoïden). De stikstofbemesting op biologische bedrijven bestaat uit dierlijke mest en niet uit kunstmest zoals op gangbare landbouwbedrijven. Het nitraat uit kunstmest is onmiddellijk beschikbaar voor de plant in tegenstelling tot het nitraat uit dierlijke mest, waardoor verondersteld wordt dat biologische groenten minder nitraat ter beschikking hebben met hogere gehalten aan niet-N-houdende secundaire plantmetabolieten en vitamine C tot gevolg. Doordat deze theorie niet alle geobserveerde verschillen in plantsamenstelling kan verklaren die veroorzaakt worden door verschillende groeiomstandigheden, is een meer complexe theorie ontwikkeld: de *groei/differentiatie balans theorie* (Herms & Mattson, 1992). Volgens deze theorie bepalen de nutriënten beschikbaar in de bodem welk proces, groei of differentiatie, bespoedigd wordt. De groei van een plant

wordt vooral gekenmerkt door een toename van gewicht, terwijl de differentiatiefase de fase is waarin een plant tot bloem, vrucht, rijping komt. Beide processen zijn van belang.

In vergelijking met de effecten van deze minerale en ook fysische (bijv. licht) omgevingscondities is de invloed van pesticiden en pathogene micro-organismen op de hoeveelheid secundaire plantmetabolieten in een plant moeilijker te voorspellen. Algemeen wordt vastgesteld dat wanneer geen pesticiden gebruikt worden zoals in de biologische landbouw, de plant meer afhankelijk is van zijn natuurlijke beschermingssystemen (Kuc, 1995; Matsuki, 1996; Daniel et al., 1999; Brandt & Molgaard, 2001; Holden, 2002). Dit zou resulteren in de accumulatie van vitamines en secundaire plantmetabolieten die een belangrijke rol spelen in de bescherming van planten.

Een eerste vaststelling omtrent wortelen zijn de statistisch significant grotere hoeveelheden beta-caroteen in de biologische wortel. De gangbare wortel bevat dan weer meer vitamine C. De groei/differentiatie theorie beschrijft nochtans dat vitamine C concentraties dalen bij een stijgende N toediening (Holden, 2002). In tegenstelling tot tomaten, sla en spinazie kan op basis van de literatuur vooral voor knol- en wortelgewassen geen duidelijke trend vastgesteld worden in verband met vitamine C (Warman et al., 1997; Warman et al., 1998). De vitamine C gehalten in tomaat zijn statistisch significant hoger in de biologische vrucht dan in de gangbare in tegenstelling tot de gehalten aan mineralen en lycopene. Het resultaat voor lycopene in tomaat wordt bevestigd door andere studies, maar niet dat voor beta-caroteen (Warman et al., 1997; Toor et al., 2006; Rembialkowska et al., 2006). Volgens de groei/differentiatie theorie wordt echter voor lycopene een ander resultaat verwacht, namelijk een hoger gehalte in het biologische product. Zowel voor sla als spinazie werd een hogere concentratie van luteïne teruggevonden in de gangbare bladgroente, wat in overeenstemming is met de literatuur (Warman et al., 1997; Toor et al., 2006; Rembialkowska et al., 2006). Betreffende de aardappel, zijn de meest opvallende resultaten deze van de secundaire plantmetabolieten, chlorogeenzuur en glycoalkaloïden. De concentratie van beide nutriënten is statistisch significant hoger in de biologische aardappel. Het resultaat voor chlorogeenzuur kan mogelijk verklaard worden door de groei/differentiatie theorie in tegenstelling tot dat gevonden voor de alkaloïden (Hoffland et al., 1996; Koricheva et al., 1998). Aangezien alkaloïden N-houdende verbindingen zijn, wordt verwacht dat biologische producten minder alkaloïden bevatten. De theorie wordt hier tegengesproken. Volgens Nowacki et al. (1975) is de verklaring hiervoor dat biologische aardappelen meer onderhevig zijn aan stress condities ten gevolge van de afwezigheid van pesticiden met mogelijk een accumulatie van vitamines en secundaire plantmetabolieten in de plant tot gevolg.

**Tabel IV. 1 Resultaten van t-toets of Mann Whitney toets (niet-normale verdeling) voor de bestudeerde product-nutriënt combinaties (links) en nutriënt-product combinaties (rechts)**

| Groente   | Nutriënt          | Resultaat |          |
|-----------|-------------------|-----------|----------|
|           |                   | bio       | gangbaar |
| wortel    | vitamine C        | <         |          |
|           | $\beta$ -caroteen | >         |          |
|           | kalium            | <         |          |
|           | calcium           | =         |          |
| tomaat    | vitamine C        | >         |          |
|           | $\beta$ -caroteen | >         |          |
|           | kalium            | <         |          |
|           | calcium           | <         |          |
|           | lycopeen          | <         |          |
| sla       | $\beta$ -caroteen | =         |          |
|           | kalium            | >         |          |
|           | calcium           | >         |          |
|           | luteïne           | <         |          |
| spinazie  | $\beta$ -caroteen | >         |          |
|           | luteïne           | <         |          |
| aardappel | vitamine C        | <         |          |
|           | kalium            | <         |          |
|           | calcium           | <         |          |
|           | chlorogeenzuur    | >         |          |
|           | glycoalkaloïde    | >         |          |

| Nutriënt          | Groente   | Resultaat |          |
|-------------------|-----------|-----------|----------|
|                   |           | bio       | gangbaar |
| vitamine C        | wortel    | <         |          |
|                   | tomaat    | >         |          |
|                   | aardappel | <         |          |
| $\beta$ -caroteen | wortel    | >         |          |
|                   | tomaat    | >         |          |
|                   | sla       | =         |          |
| kalium            | spinazie  | >         |          |
|                   | wortel    | <         |          |
|                   | tomaat    | <         |          |
| calcium           | sla       | >         |          |
|                   | aardappel | <         |          |
|                   | wortel    | =         |          |
| lycopeen          | tomaat    | <         |          |
|                   | sla       | >         |          |
|                   | aardappel | <         |          |
| chlorogeenzuur    | aardappel | >         |          |
| luteïne           | tomaat    | <         |          |
| luteïne           | sla       | <         |          |
| luteïne           | spinazie  | <         |          |
| glycoalkaloïde    | aardappel | >         |          |

### 3.2.2 Innameschatting van nutriënten via groenteconsumptie (bio vs. gangbaar)

De probabilistische combinatie (d.i. rekening houdende met de variabiliteit en onzekerheid van data) van consumptiedata, het lichaamsgewicht van de bestudeerde populatie en concentratiedata resulteert in een verdeling of distributie van de inname van nutriënten en contaminanten per kg lichaamsgewicht (cfr. 2.1). Deze resultaten kunnen op diverse manieren worden voorgesteld. Een eerste voorstellingswijze is een cumulatieve probabiliteitsfunctie die verkregen wordt op basis van puntenkoppels (concentratie, cumulatieve kans van voorkomen). Een dergelijke grafiek geeft eveneens de aanbevolen dagelijkse hoeveelheid (ADH) weer in het geval van de nutriënten en de toelbare of aanvaardbare dagelijkse inname (TDI of ADI) voor de contaminanten. Volgens de tweede manier wordt de statistiek van de resultaten getoond in tabelvorm.

Het eerste deel van dit resultatenluik (3.2.2.1) steunt op de consumptiedata van de Belgische voedselconsumptiepeiling (VCP, 2004). Het betreffen de consumptiehoeveelheden van de levensmiddelen geconsumeerd door een representatieve steekproef van België, meer bepaald van 3245 individuen vanaf 15 jaar, op twee niet opeenvolgende dagen. Uit het volledige voedingspakket zijn voor deze studie vier groenten (wortel, tomaat, sla en spinazie) en aardappelen overgenomen. In deze consumptiepeiling werd geen informatie gevraagd over het al dan niet biologisch geproduceerd zijn van een product. In deze studie wordt er dus vanuit gegaan dat consumenten van biologische producten evenveel groenten en aardappelen consumeren als conventionele consumenten. De bedoeling van het eerste deel is na te gaan wat de impact is van een eventueel verschil in voedingswaarde op de inname van de populatie. Hiertoe zijn dezelfde consumptiedata gekoppeld aan de concentratiedata van

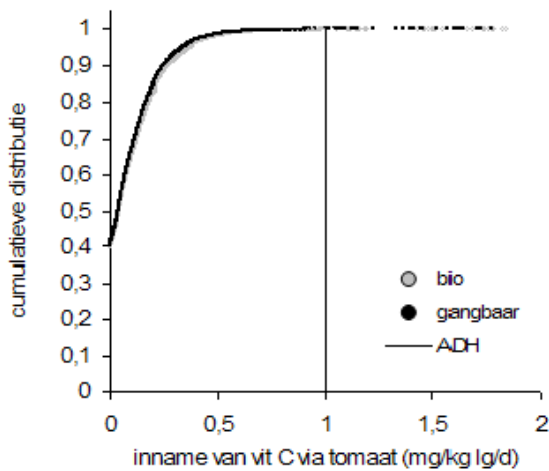
enerzijds de biologische en anderzijds de gangbare groenten. Het softwareprogramma “ProbIntake<sup>UG</sup>” dat toelaat innameschattingen en hun variabiliteit te bepalen, is hiervoor gebruikt.

In het tweede deel (3.2.2.2) worden de consumptiegegevens gebruikt die bekomen zijn met de vragenlijst opgesteld door de Vakgroep Landbouweconomie in het kader van dit project. Via deze vragenlijst werd een databank opgesteld met consumptiehoeveelheden van biologische en niet-biologische groenten. Dit laat toe om het effect na te gaan van een potentieel verschil in consumptiehoeveelheden tussen bio en niet-bio consumenten samen met een eventueel productverschil (deel 1) op de inname van de populatie. Aangezien men hier te maken heeft met zowel onzekerheden op de consumptiedata als op de concentratiedata die verschillen voor het biologische en het gangbare scenario, is voor deel 2 geopteerd te werken volgende de methode van Baert (2007).

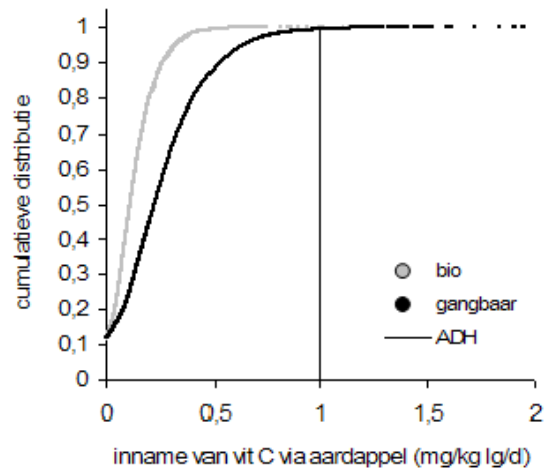
### *3.2.2.1 Invloed van het verschil in voedingswaarde op de inname*

In paragraaf 3.2.1 worden statistisch significante verschillen in voedingswaarde aangegeven tussen biologisch en gangbaar geteelde groenten en aardappelen, met uitzondering van beta-caroteen in sla en calcium in wortelen. Eén van de doelstellingen van het huidige project was om de gevolgen van dit verschil op de inname en bijgevolg op de gezondheid van de Belgische populatie te evalueren. De innamendistributies berekend voor de verschillende nutriënt-product combinaties zijn hieronder weergegeven voor de meest uiteenlopende gevallen. Wanneer de distributie niet uit de oorsprong (0,0) vertrekt, betekent dit dat een deel van de populatie de groente niet eet. Een voorbeeld is de inname van vitamine C door consumptie van tomaat die vertrekt bij 0,4; wat wil zeggen dat 40 % van de populatie geen tomaten heeft gegeten tijdens de twee dagen van de consumptiepeiling en dus geen vitamine C via tomaten inneemt op die twee dagen. In de voorbeelden van sla en spinazie is een inname gelijk aan nul niet uitgesloten omdat voor deze minder geconsumeerde groenten enkel de inname is geplot van de consumenten (resp. 29 % en 6 % van de populatie) om een zo duidelijk mogelijke voorstelling te hebben van de distributies.

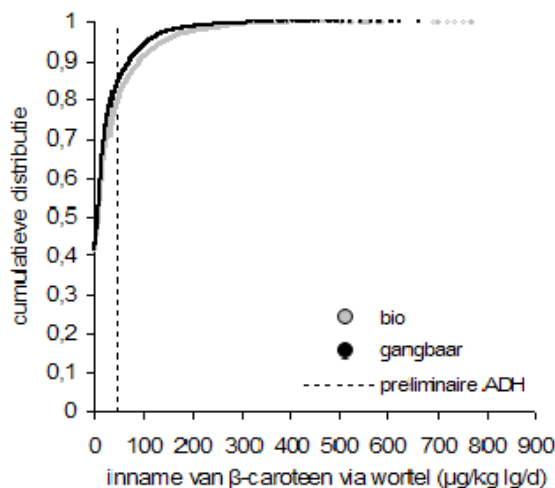
De evaluatie van de gemiddelde innamenschattingen ten opzichte van de ADH levert voor vitamine C een verhouding van 0,01 % voor biologische en gangbare wortel. Voor tomaat bedraagt deze verhouding 0,13 % voor de biologische variant en 0,12 % voor de gangbare. Voor aardappel is deze 0,11 % voor bio en 0,21 % voor gangbaar. Hieruit volgt dat de gemiddelde vitamine C inname via bio en niet-bio groenten ongeveer gelijk zijn, terwijl deze via gangbare aardappel relatief hoger is dan via bio aardappel. Voor beta-caroteen bestaat nog geen ADH, wel wordt de consumptie van minstens vijf porties groenten en fruit per dag aangeraden. De inname van beta-caroteen die hierbij wordt ingenomen varieert tussen 3 mg en 6 mg, een hoeveelheid dat volgens het Amerikaanse IOM (Institute of Medicine) het bloedniveau van beta-caroteen houdt binnen de marge waarmee een lager risico op chronische aandoeningen geassocieerd wordt (IOM, 2001). Voor de verdere berekeningen werd daarom een preliminaire aanbeveling van 3mg/dag aangenomen. Deze hoeveelheid wordt met het eten van biologische en gangbare wortelen door respectievelijk 20 en 16 % gehaald. Met het eten van biologische tomaat wordt deze hoeveelheid door 1 % van de populatie bereikt in tegenstelling tot 0,7 % voor gangbare tomaat. In het geval van biologische en gangbare spinazie wordt aan deze preliminaire aanbeveling voldaan door respectievelijk 5 % en 3 %.



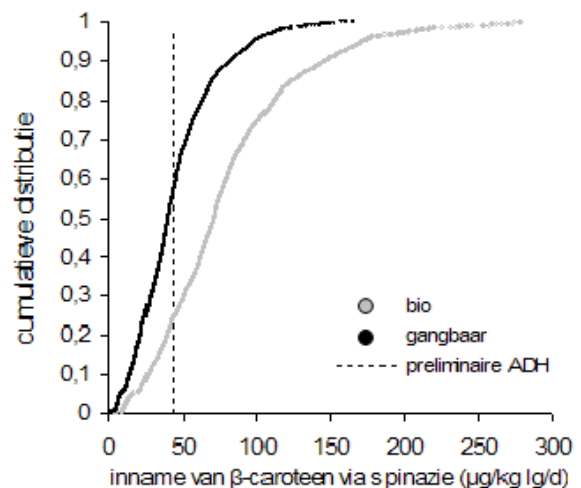
**Figuur IV. 13 Innamedistributie van vitamine C door consumptie van tomaat voor de totale populatie**



**Figuur IV. 14 Innamedistributie van vitamine C door consumptie van aardappel voor de totale populatie**



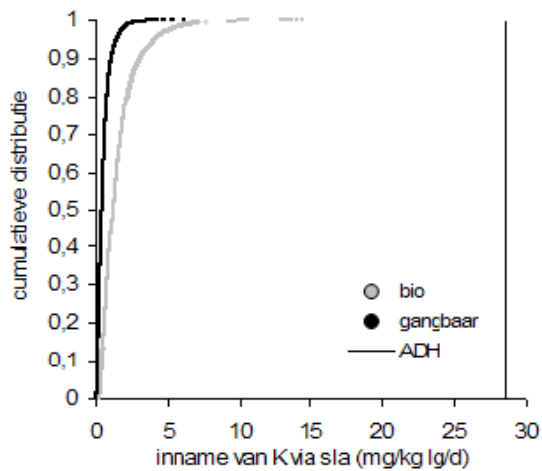
**Figuur IV. 15 Innamedistributie van  $\beta$ -caroteen door consumptie van wortel voor de totale populatie**



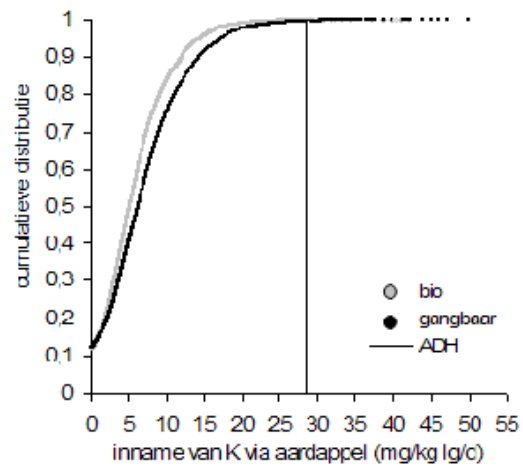
**Figuur IV. 16 Innamedistributie van  $\beta$ -caroteen door consumptie van spinazie voor consumers-only (6 % van de totale populatie)**

Aan de aanbeveling voor kalium en calcium wordt in geen geval voldaan wanneer enkel een afzonderlijke groente als nutriëntenbron in rekening wordt gebracht, met de uitzondering van kalium via biologische en gangbare aardappelen (Figuur IV. 17- Figuur IV. 18). Het al dan niet halen van een ADH hangt immers af van wat er op een dag allemaal geconsumeerd is en mag dus strikt genomen niet geëvalueerd worden op basis van één bron. Voor dit project is men echter geïnteresseerd in het verschil in voedingswaarde en contaminatiegraad tussen biologische en gangbare groenten waarvoor een ADH (nutriënt) of TDI (contaminant) wel als vergelijkingsbasis kan dienen. In vergelijking met de gemiddelde kaliuminname via de gangbare groente, bedraagt de gemiddelde inname 24 % en 1 % minder als respectievelijk biologische wortelen en tomaat geconsumeerd worden en ongeveer 3 keer meer voor

biologische sla. Wanneer men dezelfde berekening maakt voor calcium, bedraagt de gemiddelde inname via biologische tomaat, sla en aardappel respectievelijk 7 % meer, 147 % meer en 62 % minder dan de gemiddelde calciuminname door consumptie van de gangbare groente.



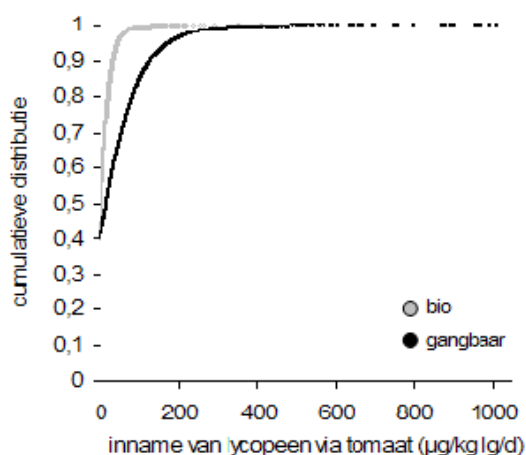
**Figuur IV. 17 Innamedistributie van kalium (K) via sla voor consumers-only (29 % van de totale populatie)**



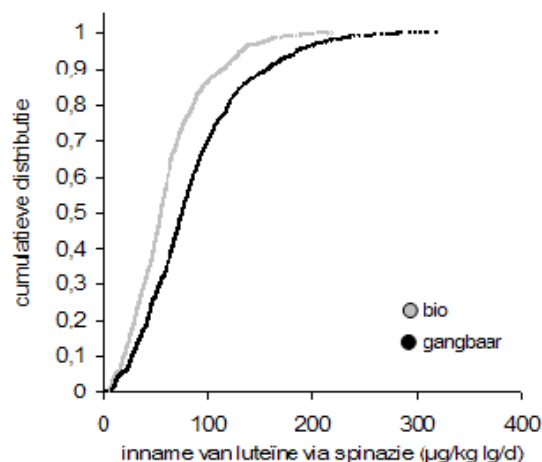
**Figuur IV. 18 Innamedistributie van kalium (K) via aardappel voor de totale populatie**

Tenslotte de secundaire plantmetabolieten (Figuur IV. 19 - Figuur IV. 22), voor deze nieuwe nutriënten bestaat nog geen aanbeveling behalve voor de glycoalkaloïden. De preliminaire TDI voor deze laatste componenten wordt slechts eenmaal overschreden door consumptie van biologische aardappelen en helemaal niet via gangbare aardappelen. De verhouding bio/gangbaar van de gemiddelde innamen van de overige secundaire plantmetabolieten is 25 % voor lycopene via tomaat, 85 % voor luteïne via sla, 72 % voor luteïne via spinazie en 130 % voor chlorogeenzuur via aardappel.

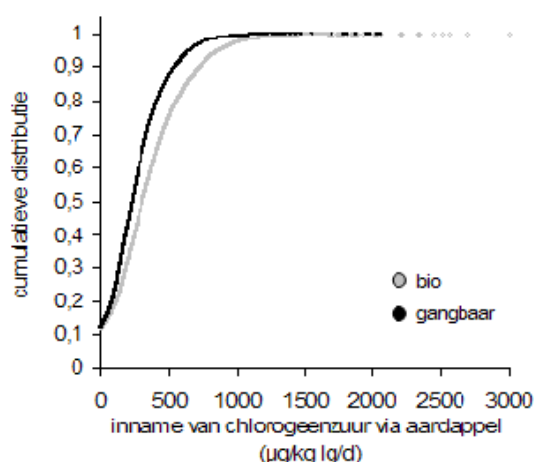




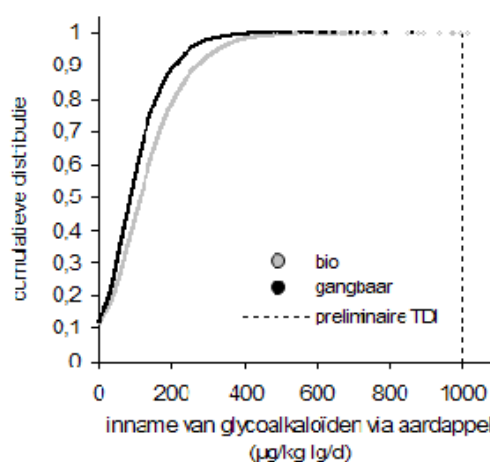
**Figuur IV. 19 Innamedistributie van lycopen via tomaat voor de totale populatie**



**Figuur IV. 20 Innamedistributie van luteïne via spinazie voor consumers-only (6 % van de totale populatie)**



**Figuur IV. 21 Innamedistributie van chlorogeenzuur via aardappel voor de totale populatie**



**Figuur IV. 22 Innamedistributie van glycoalkaloïden via aardappel voor de totale populatie**

### 3.2.2.2 Invloed van het verschil in consumptiegedrag op de inname

Tot nu toe is het verschil in nutriëntgehalte tussen bio en gangbare groenten en aardappelen in kaart gebracht, alsook de impact ervan op de inname van een populatie. Deze inname wordt echter niet enkel bepaald door de concentratie van het nutriënt in het geconsumeerde voedsel maar ook door de hoeveelheid voedingsmiddel die geconsumeerd wordt. Het effect van deze laatste factor op de inname samen met dat van het verschil in voedingswaarde wordt in dit deel kort besproken. De consumptiedata en de informatie over het al dan niet consumeren van biologische versus gangbare groenten die hiervoor gebruikt zijn, werden in het kader van dit project verzameld (deel 4 van het rapport). Consumptiegegevens van 522 individuen tussen 18 en 84 jaar zijn overgehouden met ongeveer een gelijke verdeling man/vrouw. Van deze

steekproef is 11 % bio consument en 11 % niet-bio consument. De resterende 78 % zegt nu en dan bio groenten te consumeren.

Om dit effect te bepalen is voor ieder product een nutriënt (of contaminant) gekozen. Tabel IV. 2 vat de resultaten samen voor wortel, tomaat en spinazie. Deze voor sla en aardappel worden in het hoofdstuk van de contaminanten besproken, meer bepaald in 4.2.2.2.

Als enkel de consumenten van de betreffende groente worden beschouwd (geen nulinnamen), worden hogere inname waargenomen voor de consumptie van het biologische product behalve voor spinazie. In het geval van spinazie overlappen de 95 % betrouwbaarheidsintervallen van de berekende inname, dit betekent dat de gemiddelde inname bio en gangbaar als gelijk mogen worden verondersteld. De 95 % betrouwbaarheidsintervallen staan in Tabel IV. 2 vermeld tussen vierkante haken. Vertrekkende van de resultaten van de statistische toetsen (Tabel IV. 1), wordt voor wortel het verschil bio/gangbaar in  $\beta$ -caroteengehalte versterkt. Dit wil zeggen dat de bio consument meer wortelen eet dan de niet-bio consument. Voor lycopene in tomaat wordt het tegenovergestelde resultaat gevonden dan verkregen via de statistische toets (Tabel IV. 1). Het verschil in de inname van lycopene via tomaat tussen bio en niet-bio consumenten volgt hier dus niet uit een verschil in lycopenegehalte maar uit het verschillende consumptiepatroon. In het voorbeeld van spinazie wordt het statistisch significante verschil in inname ten gevolge van een verschil in luteïnegehalte tussen bio en gangbaar teniet gedaan door een consumptieverschil. Als algemene conclusie geldt dat de doorsnee bio consument meer groenten eet in vergelijking met de niet-bio consument en dat dit gevolgen heeft voor de ingenomen hoeveelheid nutriënten.

**Tabel IV. 2 Beschrijvende statistiek van de innamedistributies van nutriënten door consumptie van groenten, berekend op basis van de consumptiedatabank bekomen via ADLO-vragenlijst [95 % betrouwbaarheidsinterval]**

|              | $\beta$ -caroteen inname ( $\mu\text{g/kg lg/d}$ )<br>via wortel |               | lycopene inname ( $\mu\text{g/kg lg/d}$ )<br>via tomaat |               | luteïne inname ( $\mu\text{g/kg lg/d}$ )<br>via spinazie |               |
|--------------|------------------------------------------------------------------|---------------|---------------------------------------------------------|---------------|----------------------------------------------------------|---------------|
|              | bio                                                              | gangbaar      | bio                                                     | gangbaar      | bio                                                      | gangbaar      |
| P0           | 0 [0-0]                                                          | 0 [0-0]       | 0 [0-0]                                                 | 0 [0-0]       | 0 [0-0]                                                  | 0 [0-0]       |
| P25          | 0 [0-0]                                                          | 0 [0-0]       | 0 [0-0]                                                 | 0 [0-0]       | 0 [0-0]                                                  | 0 [0-0]       |
| P50          | 0 [0-0]                                                          | 0 [0-0]       | 0 [0-0]                                                 | 0 [0-0]       | 0 [0-0]                                                  | 0 [0-0]       |
| P75          | 0 [0-0]                                                          | 0 [0-0]       | 0 [0-0]                                                 | 0 [0-0]       | 0 [0-0]                                                  | 0 [0-0]       |
| P90          | 218 [197-239]                                                    | 5 [0-18]      | 168 [152-185]                                           | 18 [16-21]    | 0 [0-0]                                                  | 0 [0-0]       |
| P95          | 307 [278-338]                                                    | 126 [99-158]  | 231 [210-256]                                           | 27 [25-30]    | 0 [0-0]                                                  | 0 [0-0]       |
| P97,5        | 386 [345-433]                                                    | 211 [168-255] | 295 [262-340]                                           | 35 [31-39]    | 130 [107-163]                                            | 167 [137-199] |
| P99          | 468 [412-531]                                                    | 307 [242-392] | 385 [322-453]                                           | 49 [39-60]    | 240 [195-305]                                            | 255 [211-310] |
| P99,5        | 522 [452-604]                                                    | 372 [288-471] | 435 [367-511]                                           | 57 [47-68]    | 299 [240-380]                                            | 319 [262-402] |
| P99,9        | 628 [506-791]                                                    | 474 [356-600] | 504 [420-605]                                           | 69 [56-88]    | 377 [290-513]                                            | 433 [330-560] |
| gemiddelde   | 52 [49-56]                                                       | 16 [13-18]    | 40 [37-43]                                              | 4,1 [3,7-4,4] | 8 [7-9]                                                  | 8 [7-10]      |
| P(> ADH) (%) | 23 [23-24]                                                       | 8 [7-10]      | -                                                       | -             | -                                                        | -             |

Verklaring bij Tabel IV. 2: P"x" = x % van de populatie heeft een inname die lager is dan de vermelde inname

## 4 Veiligheidsaspecten van groenten

### 4.1 Voedselveiligheid, drijvende krachten

#### 4.1.1 Pesticiden

Synthetische gewasbeschermingsmiddelen of pesticiden worden principieel niet gebruikt in de biologische landbouw. Bij biologische landbouw moet de bescherming van de gewassen tegen parasieten en ziekten zoveel mogelijk gerealiseerd worden door soorten en rassen te kiezen die van nature resistent zijn, door de toepassing van vruchtwisselingschema's en mechanische teeltmethoden en door de bescherming van de natuurlijke vijanden van parasieten. Alleen bij acuut gevaar voor de teelt mogen onder bepaalde voorwaarden de bij de verordening opgesomde lijst van toegelaten gewasbeschermingsmiddelen worden gebruikt. In deze lijst zijn vier categorieën producten opgenomen: (1) stoffen van dierlijke of plantaardige oorsprong (bijv. rotenon), (2) producten op basis van micro-organismen (bijv. *Bacillus thuringensis*), (3) alleen in vallen of verstuivers te gebruiken stoffen (bijv. feromonen) en (4) bepaalde andere stoffen die reeds vóór de goedkeuring van Verordening (EEG) nr. 2092/91 in de biologische landbouw gebruikelijk waren (bijv. koperverbindingen). Het gebruik van koper en rotenon staat ter discussie en zal in de toekomst mogelijk niet meer worden toegestaan. Residu's van pesticiden uit deze categorieën kunnen teruggevonden worden op biologische producten in hoeveelheden die nooit hoger mogen zijn dan de *maximale residu limiet* (MRL) zoals aangegeven in de algemene voedingsmiddelenwetgeving. Er bestaat echter ook de mogelijkheid dat residu's van verboden producten in lage hoeveelheden worden teruggevonden in biologische producten. Dit wordt verklaard door de opname uit vervuilde bodems of door drift vanuit gangbare percelen (FAO, 2000).

Niet alleen kunnen pesticiden schadelijke effecten hebben voor het milieu, ook voor de gezondheid van de mens zijn er potentiële gevaren (Bassil et al., 2007; Sanborn et al., 2007). Sterke verbanden worden gevonden tussen de blootstelling aan pesticiden en het voorkomen van zenuwaandoeningen, genotoxische aandoeningen en reproductieve stoornissen bij de mens. Hoewel het effect van pesticiden ten aanzien van huidaandoeningen minder frequent bestudeerd is, zijn er aanwijzingen voor een positief verband (Sanborn et al., 2007). Met betrekking tot kanker, worden verbanden waargenomen tussen de blootstelling aan pesticiden en verschillende kankersoorten zoals lymfklierkanker, leukemie, hersenkanker en prostaatkanker. Ook zou nierkanker bij kinderen zijn vastgesteld doordat de ouders op het werk (langdurig) aan pesticiden waren blootgesteld (Bassil et al., 2007). Kortom, pesticiden kunnen de gezondheid schaden. Benbrook (2007) benadrukt ook de potentiële risico's van lage hoeveelheden pesticiden op de ontwikkeling van (ongeboren) baby's en kinderen. Hij wijst eveneens op de toegenomen bezorgdheid van de consument ten aanzien van pesticiden met een toegenomen consumptie van biologische producten tot gevolg.

Volgens een studie van Bourn & Prescott (2002) zijn er nog maar weinig kwantitatieve vergelijkende studies die de vraag hebben bestudeerd of biologische producten minder pesticidenresidu's bevatten dan gangbare. We geven hierna resultaten van studies die wel op deze vraag ingegaan zijn. Een Zweedse studie uitgevoerd door Slanina (1995) vergeleek het pesticidengehalte tussen biologische en conventionele wortelen, ijsbergsla, tomaten en

aardbeien. In de biologische varianten en in gangbare ijsbergsla en tomaten werden geen pesticiden gedetecteerd, terwijl 17% van de gangbare wortelen en 50% van de aardbeien residu's bevatten, bij beiden in hoeveelheden lager dan de MRL. In twee vergelijkende studies omtrent aardappelen werden in geen van beide varianten residu's gedetecteerd (Fjelkner-Modig, 2000; Hajslova, 2005). Het overzichtsartikel van Woese et al. (1995) besluit dat geen pesticidenresidu's werden gerapporteerd voor biologisch geteelde groenten en dat de gangbare varianten zelden residu's bevatten. Een rapport van de Soil Association (2001) besluit op basis van het overzichtsartikel van Woese en de studie van Bitaud (2000) dat pesticidenresidu's veel minder worden aangetroffen in bio groenten dan in gangbare groenten. Daarenboven blijkt dat de contaminatie bij de bio groenten vaker dan niet veroorzaakt wordt door het externe milieu en niet door de biologische producent zelf. Resultaten van USDA's PDP (*United States Department of Agriculture's Pesticide Data Program*) tonen aan dat de waarschijnlijkheid om één of meerdere pesticiden te bevatten 6,8 keer hoger is voor gangbare in vergelijking met biologische groenten (Baker et al., 2002; Benbrook, 2007). Hetzelfde controleprogramma vond dat 61% van de geanalyseerde gangbare groenten één of meerdere pesticiden bevatten in vergelijking met 17% in het geval van bio en dit over een periode van twaalf jaar (1993-2004). Uit een studie van de MAFF (*Ministry of Agriculture, Fisheries and Food*, 2000) bleek dat in het Verenigd Koninkrijk in 1999, 48% van alle groenten en fruit pesticidenresidu's bevatte. De wettelijke MRL was in 1999 in 1,6% van de stalen overschreden. De WPPR (*Working Party on Pesticide Residues*) benadrukte dat dit meestal geen bedreiging betekende voor de gezondheid, maar waarschuwde dat in sommige gevallen potentieel schadelijk niveaus kunnen gemeten worden (Soil Association, 2001).

Naast de teeltwijze blijken nog andere factoren een versterkend of afzwakkend effect te hebben op het pesticidgehalte van een product. Een voorbeeld hiervan zijn de bereiding- en verwerkingsprocessen zoals het schillen van aardappelen.

Nog minder studies bestaan er omtrent de gezondheidseffecten van een potentieel verschil in pesticidgehalten tussen biologische en gangbare voedingspatronen. Een belangrijke studie in dit verband is de *Curl* studie (Curl et al., 2003). Deze studie levert het eerste proefondervindelijk bewijs dat voor vele kinderen in volle ontwikkeling de blootstelling aan pesticidenresidu's kan gereduceerd door het consumeren van biologische verse producten en fruitsappen. Dit resultaat wordt bevestigd door de interventiestudie van Lu et al. (2006).

#### **4.1.2 Zware metalen**

De groep van zware metalen omvat metaalelementen met een hoog atoomgewicht in het algemeen en met (potentieel) toxische eigenschappen in het bijzonder. De elementen waaraan de meeste aandacht wordt besteed zijn cadmium (Cd), lood (Pb) en kwik (Hg) en dit deels omwille van hun grote verspreiding en deels door de toxiciteit van bepaalde verbindingen (Verloo, 2003). Zware metalen komen doorgaans voor als mineralen, meestal moeilijk oplosbare verbindingen met zuurstof, silicaten, carbonaten, sulfiden, fosfaten, enz. Planten hebben in de loop van hun ontwikkeling min of meer selectieve mechanismen ontwikkeld om moeilijk oplosbare essentiële voedingselementen, dus ook zware metalen beter oplosbaar en beschikbaar te maken. Deze mechanismen missen veelal selectiviteit zodat ook ongewenste metalen kunnen worden opgenomen uit de bodem. Contaminatie van de bodem met zware metalen gebeurt langs de lucht, via huishoudelijke- en industriële afvalstromen, dierlijk afval en meststoffen (Singh et al., 2006; Verloo, 2003). De in de bodem geaccumuleerde metalen

zijn meestal niet meer in hun stabiele oorspronkelijke vormen. Op lange termijn transformeren deze metalen in de grond terug naar stabiele quasi onoplosbare verbindingen, maar zolang dit niet heeft plaatsgevonden zal contaminatie van de voedselketen blijven gebeuren. Zware metalen worden sneller onoplosbaar in gronden die rijk zijn aan kleien, die een hogere pH hebben, die rijk zijn aan fosfaten, carbonaten of sulfiden en die veel humus bevatten. Anders gezegd, planten die groeien op dergelijke gronden zullen zelden verhoogde concentraties aan zware metalen vertonen maar niet alle metalen en plantvariëteiten reageren op dezelfde manier (Verloo, 2003). Andere wegen waarlangs voedingsmiddelen worden gecontamineerd met zware metalen zijn enerzijds bewerking- en verwerkingsprocessen en anderzijds migratie vanuit verpakkingsmaterialen (De Geeter, 2001).

In wat volgt wordt enkel cadmium besproken als voorbeeld voor de zware metalen, dat wegens zijn fysisch-chemische eigenschappen een van de meest oplosbare zware metalen in de bodem blijkt te zijn.

#### 4.1.3 Nitraten

Nitraat is de stikstofbron voor planten waar het gereduceerd wordt tot nitriet als een eerste stap in de aminozuur- en eiwitsynthese. Voor de mens zijn groenten verantwoordelijk voor meer dan 70 % van de totale nitraatname (Jorgensen et al., 2001).

De acute toxiciteit van nitraat is laag, maar in de plant of in het spijsverteringsstelsel van de mens, kan het nitraat omgevormd worden tot nitriet, dat een veel hogere acute toxiciteit bezit. De gezondheidsproblemen met betrekking tot nitriet worden veroorzaakt door de vorming van nitrosamines die carcinogene eigenschappen vertonen (Van Loon et al., 1998; Jorgensen et al., 2001; Guadagnin et al., 2005). Nitriet kan accumuleren in groenten tijdens de bewaring bij temperaturen boven de 5°C (Philips, 1968; Chung et al., 2004). De consumptie van nitraatrijke groenten na lange bewaartijd kan resulteren in methaemoglobinaemia, waar kinderen onder de 6 maanden zeer gevoelig voor zijn (Sanchez-Echaintz et al., 2001; Guadagnin et al., 2005). Methaemoglobinaemia treedt op wanneer hemoglobine, verantwoordelijk voor het zuurstoftransport, omgevormd wordt tot methemoglobine. Methemoglobine kan echter niet binden met zuurstof waardoor een zuurstofgebrek optreedt.

Verskillende factoren zijn beslissend voor het gehalte aan nitraat. Een eerste belangrijke factor is de *stikstofvoorziening* en zijn beschikbaarheid. Wanneer de stikstofgehalten verhogen neemt de concentratie van nitraat in groenten toe (Maynard et al., 1976). Nitraat, fosfaat en kalium aanwezig in kunstmest zijn onmiddellijk beschikbaar voor de plant in tegenstelling tot deze in dierlijk mest waar ze voorkomen als zouten en andere verbindingen. Het *type meststof* is eveneens een criterium. De stikstofbemesting op biologische bedrijven bestaat uit dierlijke mest, terwijl op gangbare landbouwbedrijven kunstmest wordt gebruikt. Het *bodemtype* (textuur, bodemnitrificatie d.i. de omzetting van organische N naar nitraat) heeft een invloed op nitraatbeschikbaarheid en daardoor ook op de nitraatconcentraties in de planten. Het nitraatgehalte varieert ook in relatie tot de verschillende *delen van het blad*, met de hoogste concentratie in de stengel, de bladsteel en de nerven van het blad (Guadagnin et al., 2005). Volgens Tamme et al. (2006) en Van Wijk et al. (2006) neemt het nitraatgehalte af wanneer het gewas beter is *gerijpt*. Ook is de *rassenkeuze* belangrijk, voor de teelt op een stikstofrijke grond kan gekozen worden voor een ras met een laag nitraatgehalte. De nitraatgehalten zijn *seizoensgebonden* met hogere concentraties tijdens de herfst en winter dan tijdens de lente en zomer. De *lichtperiode en lichtintensiteit* beïnvloeden de activiteit van het enzym nitraatreductase (invloed op N-metabolisme). In de winter is er minder licht waardoor het N-metabolisme verlaagd wordt en waardoor er meer nitraat geaccumuleerd wordt. Het *oogsttijdstip* is bijgevolg ook een bepalende factor.

De concentratie van nitraat in aardappelen daalt met 50 % na *schillen* en *koken*, en daalt met 70-80 % na schillen en frituren (Van Wijk et al., 2006). Nitraatconcentraties in spinazie zouden met 75 % dalen bij het koken, het water waarin de spinazie gekookt wordt mag dan niet gebruikt worden in de bereiding van saus (FSA, 2001). Nitraatrijke groenten zoals sla worden echter over het algemeen niet bereid.

Volgens Tamme et al. (2006) kunnen plantaardige producten naargelang hun nitraatgehalte ingedeeld worden in drie groepen: 1) nitraatrijk (> 1000 mg/kg) zoals sla, spinazie, selderij, bieten, andere bladgroenten en kruiden; 2) gematigd nitraatrijk (50-1000 mg/kg) zoals aardappelen, tomaat, ui en andere groenten en 3) nitraatarm (0,5-50 mg/kg) met als voorbeelden: peulvruchten, fruit, bessen en granen.

#### 4.1.4 Pathogene micro-organismen

Tijdens de productie en de daaropvolgende behandelingen, verwerking en verpakking wordt het voedsel blootgesteld aan een reeks veiligheidsrisico's. Deze risico's hebben op microbiologisch vlak betrekking op bacteriën, protozoa, parasieten, virussen, fungi en hun toxines. Biologische productie biedt waarschijnlijk geen voordelen wat betreft de microbiële voedselveiligheid. Bij het biologisch produceren ligt de klemtoon niet zozeer op hygiëne, maar eerder op het vergroten van de natuurlijke resistentie van gewassen en dieren (Herman et al., 2006). Volgens Avery (1998) zou biologisch voedsel minder veilig zijn dan gangbaar door een verhoogde kans op de aanwezigheid van *Escherichia coli* en aflatoxinen. *E.coli* leeft in symbiose met de bacteriën in de dikke darm van warmbloedige dieren. Behalve de vertering heeft de symbiose met *E.coli* nog een andere functie: het produceren van vitamine K. Wanneer gevaarlijke, gemuteerde soorten van deze bacterie het lichaam binnendringen, kunnen ze infecties veroorzaken. *E. coli* O157:H7 is een variant die in toenemende mate voor problemen zorgt. Avery (1998) stelde vast aan de hand van gegevens van US Centres for Disease Control (CDC) dat mensen die biologische producten consumeren acht keer meer kans hebben op een aanraking met deze gevaarlijke *E.coli* stam. In biologische landbouw worden dierlijke mest en gecomposteerde producten gebruikt waardoor de contaminatie met *E.coli* groter kan zijn in de biologische bedrijven. Dit wordt echter tegengesproken door het Louis Bolk Instituut in Nederland en het Food Standards Agency (FSA), die aantoonde dat bij hogere temperaturen, bereikt door composteren, de meeste pathogenen gedood worden (Amlinger, 1993; FSA, 2000). Een goed management van de mest speelt een grote rol in het voorkomen van de aanwezigheid van verschillende pathogenen, zoals *E.coli* op de landbouwbedrijven (Kudva et al., 1998 en Tschape et al., 1995).

Het FSA (2000) en Herman et al. (2006) besloten dat er momenteel geen bewijs is dat biologische teelt meer of minder microbiologisch veilig is dan de gangbare teelt. Dit werd bevestigd door een onderzoek van meer dan 3200 stalen van ongekookte, kant-en-klare biologische groenten, waarbij in geen enkel staal *Listeria monocytogenes*, *Salmonella*, *Campylobacter* of *E.coli* werd gedetecteerd (Sagoo et al., 2001).

Een ander microbiële probleem voor de voedselveiligheid is de aanwezigheid van aflatoxines en andere mycotoxines, die gevormd worden als bijproducten van schimmelgroei en carcinogene eigenschappen vertonen. Mycotoxines worden teruggevonden in allerlei producten, maar vooral in granen en pindanoten. Graanproducten vormen daarom het meest geliefkoosde onderwerp bij de vergelijking van mycotoxines tussen biologisch en gangbaar geteelde producten. Voor meer gedetailleerde informatie wordt verwezen naar deel 6.1 (graanproducten).

## 4.2 Voedselveiligheid, toestand en respons

De bespreking van de resultaten voor het luik voedselveiligheid is gelijkaardig opgebouwd als voor het luik betreffende de voedingswaarde. Eerst wordt een vergelijking gemaakt van het gehalte aan contaminanten tussen bio en gangbare groenten (en aardappelen) waarvoor opnieuw boxplots en de resultaten van de statistische toetsen worden getoond. Vervolgens wordt de impact ingeschat van dit potentieel verschil in contaminatie op de inname van de Belgische populatie, gevisualiseerd aan de hand van cumulatieve distributies. Tenslotte wordt het verhaal rond het effect van een verschillend consumptiepatroon van een bio versus niet-bio consument op de inname vervolledigd met een voorbeeld van sla en aardappel.

### 4.2.1 Vergelijking van de contaminantgehalten tussen bio en gangbaar

Met de hulp van de vakgroep Gewasbescherming werd voor de vijf groenten een top 10 lijst van meest gebruikte pesticiden opgesteld. Voor 27 pesticide-groente combinaties zijn data gevonden voor zowel biologische als gangbare groenten. Deze zijn weergegeven in Tabel IV. 3. De belangrijkste databronnen zijn: (1) confidentiële data van het Federaal Voedselagentschap (FAVV) en INTEGRA (afdeling BLIK), (2) datasets van overheden en onderzoeksinstituten (o.a. van Europese Commissie (EC), *Pesticide Residues Committee* (PCR), *United States Department of Agriculture's Pesticide Data Program* (USDA PDP), *Victorian Department of Primary Industries* (DPI) en (3) peer-gereviewde wetenschappelijke artikels (bijdrage slechts 2%). Uit deze tabel volgt eveneens het aantal gedetecteerde ( $> \text{LOD}$ ) en niet-gedetecteerde ( $< \text{LOD}$ ) pesticideconcentraties voor bio enerzijds en gangbaar anderzijds. Onder (I) wordt verstaan alle data ongeacht of dezelfde pesticidenconcentratie één of meerdere keren werd gerapporteerd, terwijl onder (II) elke concentratie slechts eenmaal wordt meegerekend.

Voor slechts 4 van de 27 pesticiden-groentencombinaties worden statistisch significante verschillen gevonden tussen bio en gangbaar. In drie van de vier gevallen is het residugehalte significant hoger voor gangbare groenten. Bij de combinatie “iprodion in tomaat” is met 9 detecties op 57 een significant hoger residugehalte gevonden voor bio. Mogelijke verklaringen voor dit resultaat zijn een verkeerd label of fraude. Het aantal combinaties waarvoor pesticidenresidu's zijn teruggevonden, bedraagt 4 (op een totaal van 27) in het geval van de biologische groenten en 17 (op een totaal van 27) voor de gangbare variant. Voor zowel biologische als gangbare groenten zijn er geen normoverschrijdingen vastgesteld met de uitzondering van chloorpropham in gangbare aardappelen (7% overschrijding).

**Tabel IV. 3 Resultaten van t-toets of Mann Whitney toets (niet-normale verdeling) voor de bestudeerde pesticide-product combinaties ( “>”: bio statistisch significant hogere pesticideconc, “<”: gangbaar statistisch significant hogere pesticideconc en “=”:geen significant verschil )**

**I: aantal datapunten ( > LOD [< LOD] ) voor het wegingsscenario 2 (zie blz. 108 )**

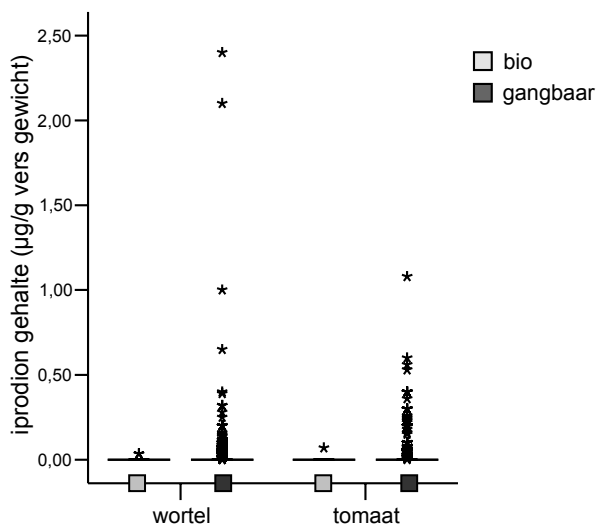
**II: aantal onderling verschillende datapunten ( > LOD [< LOD] )**

| Pesticide          | Product   |               |        |              |        |               |          |             |           |               |
|--------------------|-----------|---------------|--------|--------------|--------|---------------|----------|-------------|-----------|---------------|
|                    | wortel    |               | tomaat |              | sla    |               | spinazie |             | aardappel |               |
|                    | bio       | gangbaar      | bio    | gangbaar     | bio    | gangbaar      | bio      | gangbaar    | bio       | gangbaar      |
| azoxystrobin       | I 0 [82]  | = 3 [1792]    |        |              |        |               |          |             |           |               |
|                    | II 0 [2]  | 3 [5]         |        |              |        |               |          |             |           |               |
| bifenthrin         | I         |               | 0 [30] | = 18 [919]   | 0 [50] | = 5 [3670]    |          |             |           |               |
|                    | II        |               | 0 [2]  | 8 [5]        | 0 [2]  | 5 [6]         |          |             |           |               |
| chloorpropham      | I         |               |        |              |        |               |          |             | 33 [62]   | < 3320 [2335] |
|                    | II        |               |        |              |        |               |          |             | 9 [4]     | 232 [7]       |
| chloorthalonil     | I         |               | 3 [60] | = 523 [7562] |        |               |          |             | 0 [82]    | = 2 [7054]    |
|                    | II        |               | 1 [4]  | 61 [5]       |        |               |          |             | 0 [4]     | 2 [4]         |
| cyfluthrin         | I         |               |        |              | 0 [38] | = 27 [3384]   |          |             |           |               |
|                    | II        |               |        |              | 0 [3]  | 7 [9]         |          |             |           |               |
| deltamethrin       | I 0 [156] | = 0 [4379]    |        |              |        |               | 0 [32]   | = 44 [2334] | 0 [94]    | = 1 [3490]    |
|                    | II 0 [3]  | 0 [11]        |        |              |        |               | 0 [3]    | 19 [8]      | 0 [2]     | 1 [6]         |
| dichloorvos        | I         |               | 0 [86] | = 0 [4876]   |        |               |          |             |           |               |
|                    | II        |               | 0 [4]  | 0 [4]        |        |               |          |             |           |               |
| dimethoat          | I 0 [131] | = 6 [7148]    |        |              |        |               |          |             |           |               |
|                    | II 0 [4]  | 6 [7]         |        |              |        |               |          |             |           |               |
| esfenvalerate      | I         |               |        |              |        |               |          |             | 0 [54]    | = 0 [3448]    |
|                    | II        |               |        |              |        |               |          |             | 0 [2]     | 0 [3]         |
| ethoprophos        | I         |               |        |              |        |               |          |             | 0 [76]    | = 0 [4334]    |
|                    | II        |               |        |              |        |               |          |             | 0 [4]     | 0 [3]         |
| iprodion           | I 6 [195] | < 1630 [6809] | 9 [57] | > 218 [4221] | 0 [62] | < 1549 [9915] |          |             |           |               |
|                    | II 1 [5]  | 80 [11]       | 1 [4]  | 32 [8]       | 0 [4]  | 146 [10]      |          |             |           |               |
| lambda-cyhalothrin | I 0 [150] | = 0 [6587]    |        |              |        |               | 0 [14]   | = 31 [1703] |           |               |
|                    | II 0 [4]  | 0 [5]         |        |              |        |               | 0 [3]    | 14 [6]      |           |               |
| myclobutanil       | I 0 [132] | = 6 [5313]    | 0 [59] | = 0 [4657]   |        |               |          |             |           |               |
|                    | II 0 [3]  | 1 [4]         | 0 [3]  | 0 [4]        |        |               |          |             |           |               |
| pirimicarb         | I 0 [120] | = 0 [2362]    | 0 [29] | = 0 [950]    |        |               | 0 [14]   | = 2 [473]   | 0 [40]    | = 0 [2077]    |
|                    | II 0 [3]  | 0 [6]         | 0 [2]  | 0 [3]        |        |               | 0 [2]    | 2 [5]       | 0 [2]     | 0 [4]         |
| tebuconazool       | I 0 [78]  | = 0 [4794]    |        |              |        |               |          |             |           |               |
|                    | II 0 [3]  | 0 [5]         |        |              |        |               |          |             |           |               |
| thiabendazool      | I         |               |        |              |        |               |          |             | 0 [86]    | = 199 [8033]  |
|                    | II        |               |        |              |        |               |          |             | 0 [4]     | 63 [7]        |

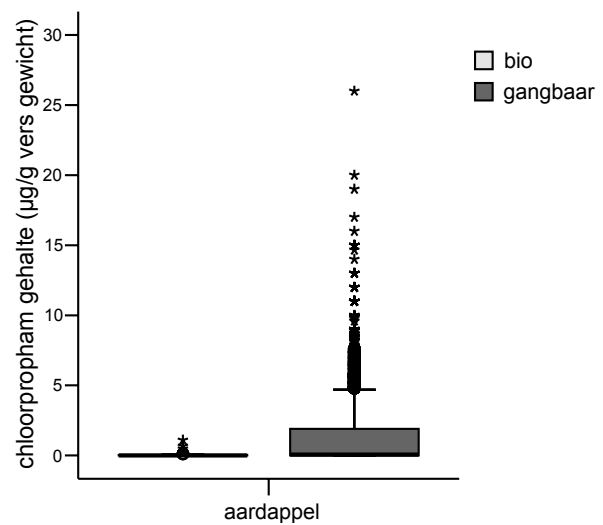


Boxplots zijn enkel weergegeven voor twee van de vier uitzonderlijke gevallen waarvoor significante verschillen zijn teruggevonden (Figuur IV. 23 - Figuur IV. 24). Het overwicht van niet-gedetecteerde pesticidenconcentraties illustreert zich hier in de aanduiding van gedetecteerde pesticidengehalten als outliers (aangeduid als \*).

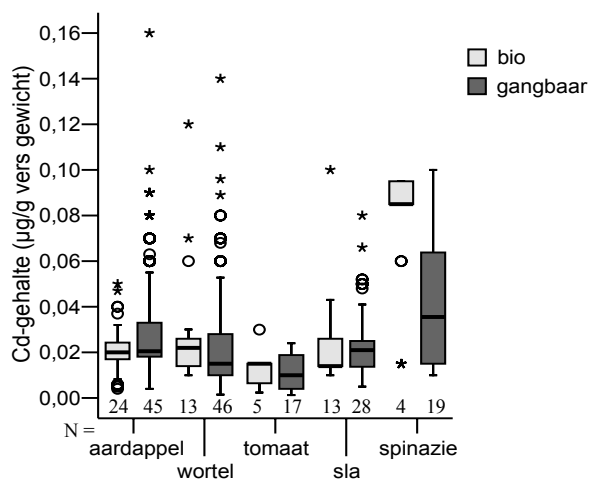
Kortom, in biologische groenten worden doorgaans minder vaak pesticidenresidu's teruggevonden. De frequentie waarmee gangbare groenten gecontamineerd zijn met een detecteerbare hoeveelheid residu's, is hoger maar toch ook laag. Op basis van statistische toetsen worden over het algemeen geen significant verschillen in residugehalte gevonden tussen bio en gangbaar. In het geval van gangbare groenten kunnen uitzonderlijk normoverschrijdingen worden vastgesteld.



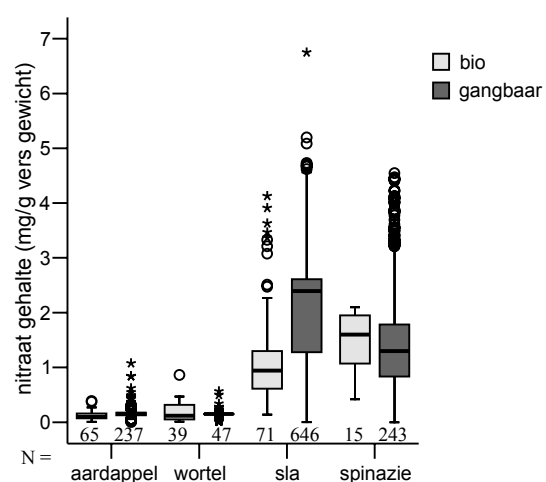
**Figuur IV. 23** Boxplot van iprodion in groenten



**Figuur IV. 24** Boxplot van chloorpropham in aardappel



**Figuur IV. 25** Boxplot van cadmium in groenten en aardappelen



**Figuur IV. 26** Boxplot van nitraat in groenten en aardappelen

De meest gecontamineerde groente, zoals blijkt uit de boxplot voor cadmium, is biologische spinazie (Figuur IV. 25). De variabiliteit van het cadmiumgehalte in gangbare spinazie is echter groot. Voor de overige groenten zijn de verschillen in cadmium contaminatie tussen bio en gangbaar klein tot verwaarloosbaar (zie ook Tabel IV. 4). Wel kunnen uitzonderlijk relatief hogere cadmiumgehalten worden aangetroffen in groenten zoals blijkt uit het aantal outliers. Plaatselijke milieuvervuiling is hiervoor een mogelijke verklaring. Zoals verwacht, vormen bladgroenten zoals sla en spinazie belangrijke bronnen van nitraat (Figuur IV. 26). Voor beide groenten worden eveneens de grootste verschillen in nitraatgehalten tussen bio en gangbaar gevonden. Het grote aantal factoren naast het type landbouwsysteem dat het nitraatgehalte beïnvloedt, kan worden afgeleid uit de zeer variabele concentraties van nitraat in sla en spinazie (bio of gangbaar).

**Tabel IV. 4 Resultaten van t-toets of Mann Whitney toets (niet-normale verdeling) voor de bestudeerde contaminant-groente combinaties**

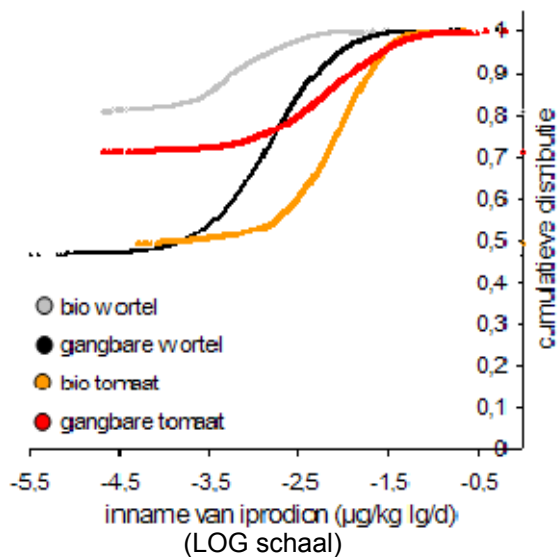
| Contaminant | Groente   | Resultaat statistische toets |          |
|-------------|-----------|------------------------------|----------|
|             |           | bio                          | gangbaar |
| cadmium     | wortel    | >                            |          |
|             | tomaat    | =                            |          |
|             | sla       | <                            |          |
|             | spinazie  | >                            |          |
|             | aardappel | <                            |          |
| nitraat     | wortel    | <                            |          |
|             | sla       | <                            |          |
|             | spinazie  | >                            |          |
|             | aardappel | <                            |          |

#### 4.2.2 Innameschatting van contaminanten via groenteconsumptie (bio vs. gangbaar)

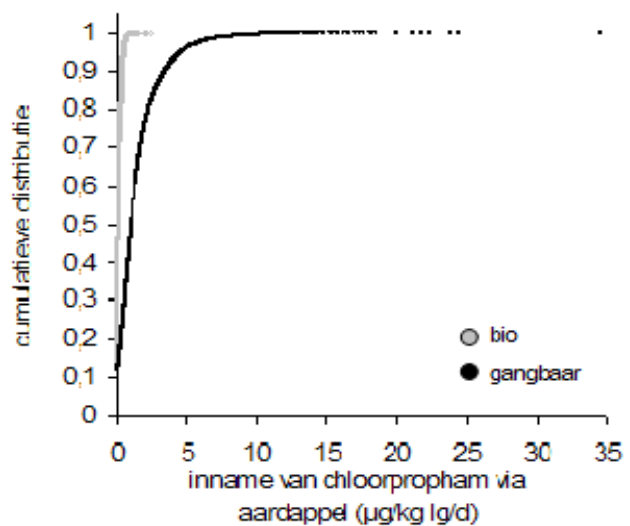
##### 4.2.2.1 Invloed van het verschil in contaminatiegraad op de inname

Zoals reeds vermeld in hoofdstuk 2, liggen de gehalten van pesticiden in groenten meestal onder de detectielimiet. Voor de volksgezondheid is dit een goede zaak, maar voor onderzoek naar verschillen in pesticidengehalten bio versus gangbaar is dit moeilijk rekenen. Een volgend probleempunt is het grote verschil in aantal beschikbare analyseresultaten. Onderzoek naar pesticiden in biologische groenten is ten opzichte van residucontroles in gangbare groenten zeer beperkt, hetgeen te verklaren is door het verbod op het gebruik van synthetische pesticiden in biologische landbouw. De geïntegreerde landbouw is echter aan het groeien. Deze landbouwmethode is een vorm van milieuvriendelijke landbouw, die uitgaat van een zekere mate van extensivering van de gangbare bedrijfsvoering, zoals een ruime vruchtwisseling met eventueel een 'braakjaar' en lagere bemesting en een zo weinig mogelijk gebruik van chemische gewasbeschermingsmiddelen. Anderzijds kunnen er op biologische groenten synthetische pesticiden teruggevonden worden ten gevolge van bijvoorbeeld drift. Omwille van deze redenen is het toch zinvol de vergelijking bio/gangbaar te maken. De statistische toetsen leveren een significant concentratieverschil op voor iprodion in wortel, tomat en sla, chloorpropham in aardappel en chloorthalonil in aardappel (Tabel IV. 3). Het

effect van dit verschil op de inname van de Belgische populatie is af te leiden uit de innamedistributies weergegeven in Figuur IV. 27 - Figuur IV. 28. In geen geval wordt de aanvaardbare dagelijkse inname (ADI) van een pesticide overschreden wanneer enkel de inname via één groente afzonderlijk bekeken wordt (in de realiteit zou men echter moeten sommeren over de verschillende geconsumeerde levensmiddelen). Opnieuw geldt de opmerking dat men voor dit onderzoek vooral geïnteresseerd is in het verschil in voedingswaarde en contaminatiegraad tussen biologische en gangbare groenten waarvoor een ADH (nutriënt) of TDI (contaminant) als vergelijkingsbasis dient. Voor iprodion in wortel, tomaat en sla bedraagt de verhouding bio/gangbaar van de gemiddelde innamen respectievelijk 13 %, 142 % en 0 %. Voor chloorpropham via aardappelen is deze verhouding 8 %. Met de consumptie van biologische aardappelen komt een “nul-inname” van chloorthalonil overeen aangezien geen pesticidenresidu's werden gedetecteerd. In de gangbare aardappel werd slechts tweemaal chloorthalonil gemeten op 7054 metingen wat eveneens bij benadering een nul inname oplevert.

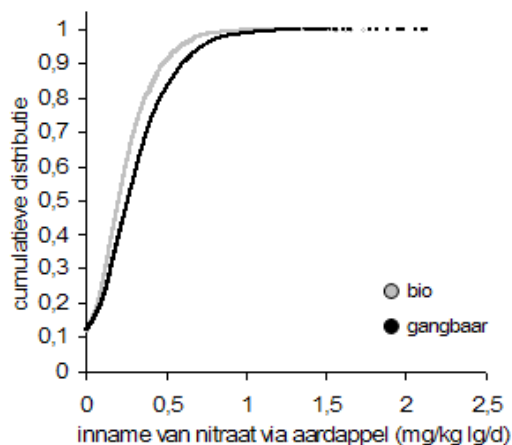


**Figuur IV. 27 Innamedistributie van iprodion via wortel en tomaat voor de totale populatie**

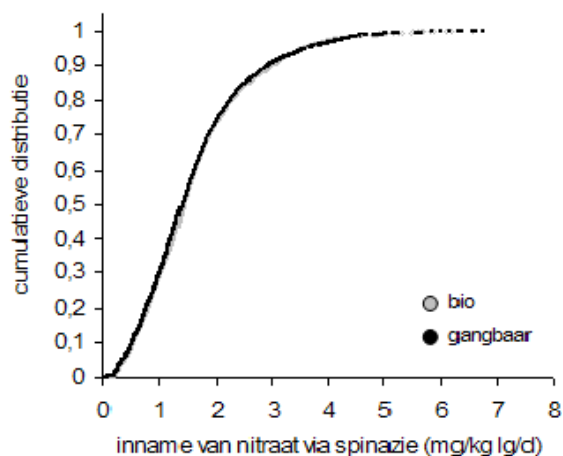


**Figuur IV. 28 Innamedistributie van chloorpropham via aardappel voor de totale populatie**

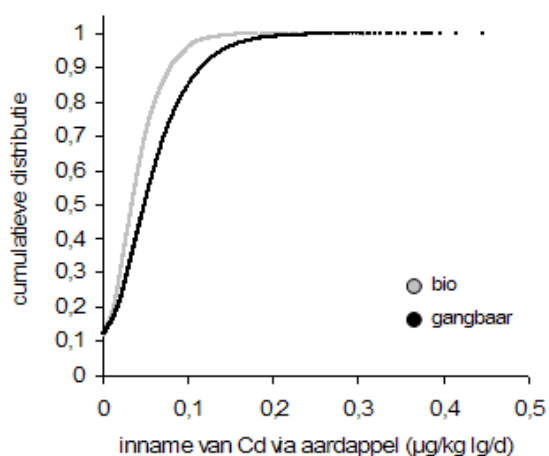
De TDI voor nitraat bedraagt 3,65 mg/kg lichaamsgewicht/dag. Deze hoeveelheid wordt met het eten van biologische en gangbare wortelen en aardappelen niet overschreden (Figuur IV. 29). Wanneer daarentegen sla of spinazie gegeten wordt, blijkt de nitraatinname van respectievelijk < 1 % en 5 % van de consumenten boven de TDI ongeacht de teeltwijze, bio of gangbaar en zonder andere nitraatbronnen in rekening te brengen (Figuur IV. 30). Uit de cumulatieve distributies van de cadmiuminname (Figuur IV. 31-Figuur IV. 32) volgt dat niemand de maximum tolereerbare inname overschrijdt door consumptie van een afzonderlijke groente. In vergelijking met de cadmiuminname ten gevolge van biologische consumpties, is de gemiddelde inname via gangbare wortelen en spinazie respectievelijk < 1 % en 49 % lager en via gangbare sla en aardappelen respectievelijk 16 % en 46 % hoger.



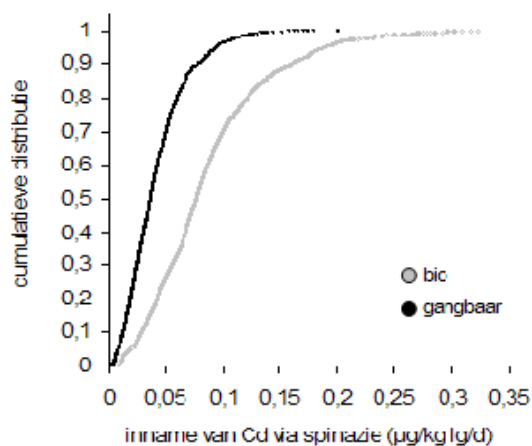
**Figuur IV. 29** Innamedistributie van nitraat via aardappel voor de totale populatie



**Figuur IV. 30** Innamedistributie van nitraat via spinazie voor consumers-only (6 % van de populatie)



**Figuur IV. 31** Innamedistributie van cadmium via aardappel voor de totale populatie



**Figuur IV. 32** Innamedistributie van cadmium via spinazie voor consumers-only (6 % van de populatie)

#### 4.2.2.2 Invloed van het verschil in consumptiegedrag op de inname

De sensitiviteit van de inname voor een verschillend consumptiepatroon tussen bio en niet-bio consumenten staat voor de voorbeelden wortel, tomaat en spinazie beschreven op blz. 121-122.

In onderstaande tabel zijn de resultaten van sla en aardappel opgenomen (Tabel IV. 5). Aangezien de 95 % betrouwbaarheidsintervallen van de berekende inname voor bio en

gangbaar niet overlappen, kan gesteld worden dat de gemiddelde innamen bio en gangbaar verschillend zijn. Uitgaande van de resultaten bekomen met de statistische toetsen (zie Tabel IV. 4), wordt voor de nitraatinname via sla het tegenovergestelde resultaat gevonden dan verkregen via de statistische toets. Wat betreft de inname van chloorpropham door consumptie van aardappelen, blijft het resultaat van de statistische toets gelden (Tabel IV. 3). Verder kan met 95 % zekerheid gesteld worden dat tussen 0,40 en 2,20 % van de bio consumenten de TDI voor nitraat (3,65 mg/kg lichaamsgewicht/dag) overschrijdt wanneer ze sla eten (zonder de nitraatinname via andere voedingsbronnen in rekening te brengen), terwijl de niet-bio consument geen risico loopt (0 %). Het percentage waarmee de inname van de niet-bio consument de TDI voor chloorpropham (50 µg/kg lichaamsgewicht/dag) met 95 % zekerheid overschrijdt en dit wanneer enkel aardappel in beschouwing wordt genomen, is met zijn 4 à 11 % duidelijk hoger in vergelijking met de bio consument waarvoor de kans op overschrijding nul is.

**Tabel IV. 5 Beschrijvende statistiek van de innamedistributies van nutriënten door consumptie van groenten, berekend op basis van de consumptiedatabank bekomen via ADLO-vragenlijst [95 % betrouwbaarheidsinterval]**

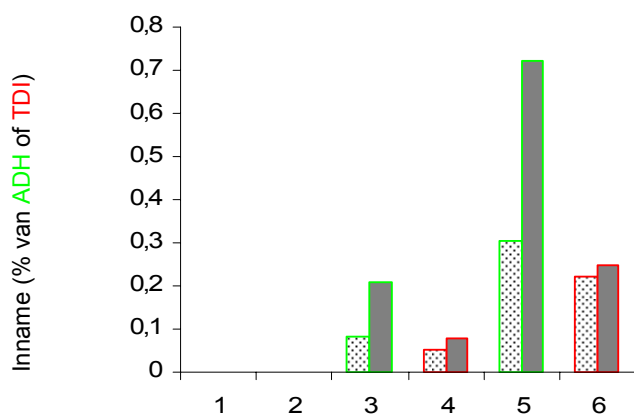
|              | nitraat inname (mg/kg lg/d) |                  | chloorpropham inname       |                    |
|--------------|-----------------------------|------------------|----------------------------|--------------------|
|              | via sla                     |                  | (µg/kg ld/d) via aardappel |                    |
|              | bio                         | gangbaar         | bio                        | gangbaar           |
| P0           | 0 [0-0]                     | 0 [0-0]          | 0 [0-0]                    | 0 [0-0]            |
| P25          | 0 [0-0]                     | 0 [0-0]          | 0 [0-0]                    | 0 [0-0]            |
| P50          | 0 [0-0]                     | 0 [0-0]          | 0 [0-0]                    | 0 [0-0]            |
| P75          | 0 [0-0]                     | 0 [0-0]          | 0 [0-0]                    | 0 [0-0]            |
| P90          | 1,30 [1,14-1,47]            | 0 [0-0]          | 0,02 [0,00-0,09]           | 1,97 [0,26-4,57]   |
| P95          | 2,01 [1,66-2,53]            | 0,46 [0,00-0,52] | 0,21 [0,06-0,60]           | 6,77 [1,27-11,29]  |
| P97,5        | 2,98 [2,37-3,43]            | 1,03 [0,00-1,11] | 0,71 [0,22-1,79]           | 12,97 [6,03-16,09] |
| P99          | 3,69 [3,18-4,24]            | 1,59 [0,00-1,76] | 1,79 [0,60-3,12]           | 17,72 [8,70-22,42] |
| P99,5        | 4,06 [3,48-4,57]            | 2,02 [0,00-2,27] | 2,46 [1,17-4,00]           | 22,57 [9,34-45,75] |
| P99,9        | 4,48 [3,88-5,22]            | 2,64 [0,00-2,94] | 3,51 [1,84-5,58]           | 23,77 [9,66-68,25] |
| gemiddelde   | 0,31 [0,27-0,34]            | 0,07 [0,00-0,07] | 0,06 [0,03-0,12]           | 1,12 [0,39-1,61]   |
| P(> TDI) (%) | 1,20 [0,40-2,20]            | 0 [0-0]          | 0 [0-0]                    | 9 [4-11]           |

Verklaring bij Tabel IV. 5: P"x" = x % van de populatie heeft een inname die lager is dan de vermelde inname

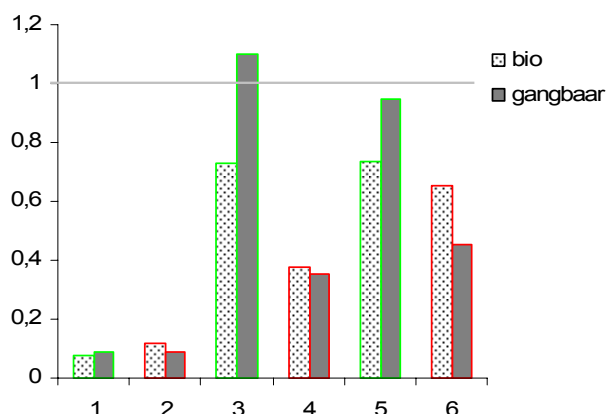
## 5 Voedingswaarde versus voedselveiligheid, bio en gangbaar

Groenten kunnen beschouwd worden als een conflictmodel tussen voedingsaanbevelingen en toxicologische veiligheidsaspecten doordat ze zowel gewenste nutriënten als ongewenste contaminanten bevatten. Interessant is na te gaan of de balans tussen gunstige en ongunstige voedingscomponenten verschilt per teeltsysteem. Er bestaan verschillende theorieën die stellen dat biologisch geteelde groenten en aardappelen meer nutriënten en minder contaminanten bevatten dan de gangbare groenten. Een eerste theorie is de koolstof/stikstof balans theorie die een bijzonder geval is van de groei/differentiatie balans theorie. Volgens beide theorieën, die meer in detail beschreven zijn in 3.2.1, zullen planten bij hoge N-beschikbaarheid eerst de componenten aanmaken met een hoge N-inhoud zoals vrije aminozuren die nodig zijn voor de groei en N-houdende secundaire plantmetabolieten (bijv. glycoalkaloïden). Wanneer de N-beschikbaarheid de groei beperkt, zou het metabolisme evolueren in de richting van meer C-houdende componenten (zetmeel, cellulose) en niet-N-houdende secundaire plantmetabolieten (zoals carotenoïden en fenolische zuren). De stikstofbemesting op biologische bedrijven bestaat uit dierlijke mest en niet uit kunstmest zoals op gangbare landbouwbedrijven. Aangezien nitraat uit kunstmest onmiddellijk beschikbaar is voor de plant in tegenstelling tot het nitraat uit dierlijke mest, wordt verondersteld dat biologische groenten minder nitraat ter beschikking hebben met hogere gehalten aan niet-N-houdende secundaire plantmetabolieten en vitamine C tot gevolg. Er wordt vaak vergeten dat naast de stikstofvoorziening ook nog andere factoren bepalend zijn voor het nitraatgehalte van een groente (zie 4.1.3).

Met deze theorieën in het achterhoofd zijn twee modellen uitgewerkt: (1) vitamine C versus nitraat door consumptie van wortel al dan niet in combinatie met aardappelen en (2)  $\beta$ -caroteen versus nitraat door consumptie van sla al dan niet gecombineerd met spinazie en wortelen. De consumptiegegevens van de Belgische voedselconsumptiepeiling zijn hiervoor gebruikt, dit betekent dat dezelfde consumptiedatabank gekoppeld is aan enerzijds de biologische en anderzijds de gangbare concentratiedata. De resultaten zijn weergegeven in Figuur IV. 33 en Figuur IV. 34 onder de vorm van verhoudingen van de berekende inname (bij het 50e en het 97,5e percentiel) tot de ADH in het geval van nutriënten en TDI voor de contaminanten. Een verhouding groter dan één betekent dat aan de dagelijkse aanbeveling voldaan is (nutriënt) of dat de tolereerbare inname overschreden is (contaminant). Zoals volgt uit Figuur IV. 33 wordt de mediane inname van zowel vitamine C als nitraat hoger geschat voor het gangbare product in vergelijking met het biologische product. Voor 50 % van de beschouwde populatie ligt de inname hoger dan dit niveau. Het 97,5e percentiel van de geschatte inname van vitamine C is lager via biologische groenteconsumptie, terwijl deze van nitraat hoger is. Nergens wordt de norm gehaald behalve voor vitamine C door de consumptie van wortelen en aardappelen. Dit is niet onlogisch omdat ook via andere voedingsmiddelen vitamine C en nitraat worden ingenomen. Ook volgt dat aardappelen een grotere bron zijn van vitamine C dan wortelen. Aangezien voor deze berekeningen het verschil in consumptiehoeveelheid tussen bio en niet-bio consumenten niet in rekening is gebracht, betekent een hogere inname van vitamine C en nitraat via gangbare groenten een hogere concentratie in het product en bijgevolg worden beide balans theorieën bij de P50 inname tegengesproken en bij de P97,5 bevestigd. De conclusie is dat deze theorieën niet algemeen gelden, vermoedelijk omdat de plantsamenstelling door meer factoren bepaald wordt dan enkel de stikstofvoorziening.



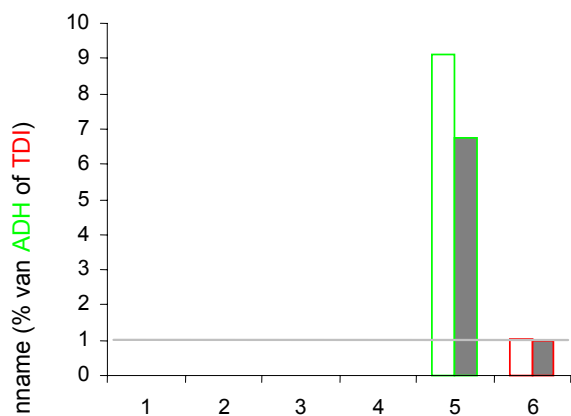
**Figuur IV. 33 P50 inname (% van ADH of TDI)**



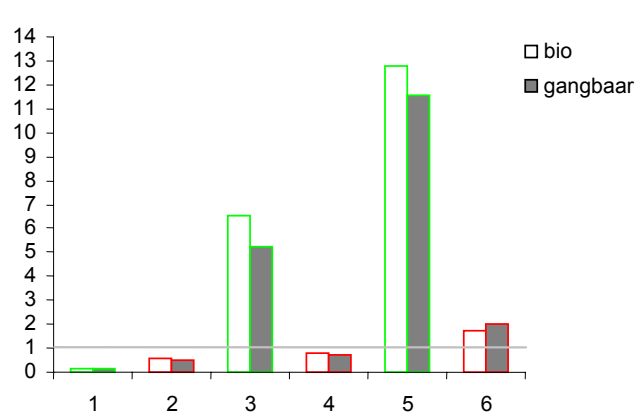
**Figuur IV. 34 P97,5 inname (% van ADH of TDI)**

Legende bij Figuur IV. 33- Figuur IV. 34

- 1, 3, 5: **vit C** inname via resp. wortel (VCP data), wortel + aardappel (VCP data), 200g wortel + 200g aardappel (scenario)
- 2, 4, 6: **nitraat** inname via resp. wortel (VCP data), wortel + aardappel (VCP data), 200g wortel + 200g aardappel (scenario)



**Figuur IV. 35 P50 inname (% van ADH of TDI)**



**Figuur IV. 36 P97,5 inname (% van ADH of TDI)**

Legende bij Figuur IV. 35-Figuur IV. 36:

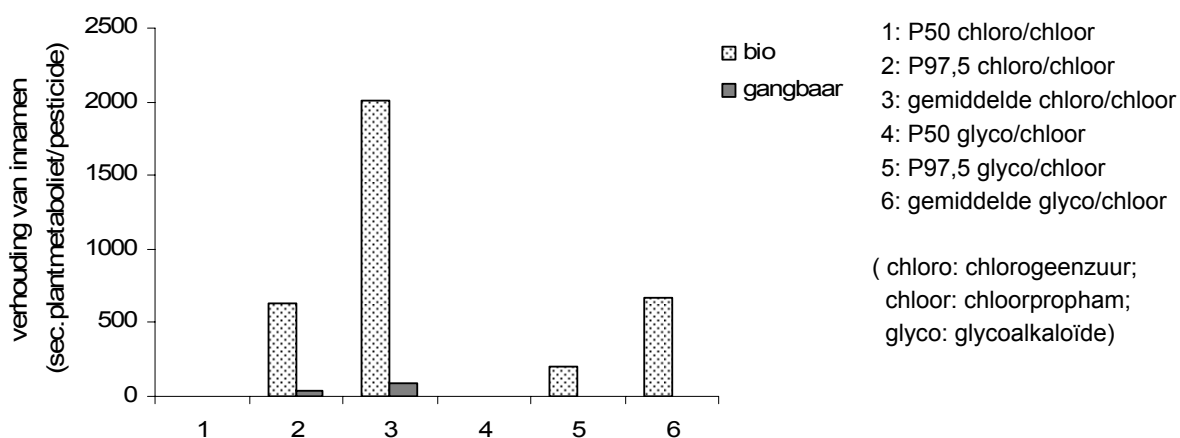
- 1, 3, 5: **β-caroteen** inname via resp. sla (VCP data) , sla + spinazie + wortel (VCP data), 30g sla + 120g spinazie + 150g wortel (scenario)
- 2, 4, 6: **nitraat** inname via resp. sla (VCP data), sla + spinazie + wortel (VCP data), 30g sla + 120g spinazie + 150g wortel (scenario)

Een gelijkaardig model als voor vitamine C is uitgewerkt voor  $\beta$ -caroteen dat zowel als provitamine als carotenoïde wordt geclassificeerd (Figuur IV. 35-Figuur IV. 36). Volgens de groei/differentiatie balans theorie zou de plant bij lage N-beschikbaarheid componenten met lage N-inhoud waaronder carotenoïden accumuleren. Opnieuw kan dit niet worden vastgesteld op basis van de mediane inname, gelijke hoeveelheden  $\beta$ -caroteen en nitraat

worden ingenomen via biologische en niet-biologische groenten behalve voor scenario 5 (zie legende bij Figuur IV. 35-Figuur IV. 36). Uitgaande van het 97,5e percentiel van de inname lijkt de theorie wel op te gaan. Het besluit luidt dat beide balans theorieën niet in staat zijn alle geobserveerde verschillen in plantsamenstelling te verklaren.

Een volgende theorie steunt op externe stimuli zoals microbiële infecties, UV-straling en chemische stressfactoren (zware metalen en pesticiden) waarbij verondersteld wordt dat de plant onderhevig aan deze factoren meer fenolische componenten produceert. Dit wordt verklaard door de rol van fenolische componenten in het natuurlijk beschermingssysteem van de plant (Kuc, 1995; Matsuki, 1996; Daniel et al., 1999; Holden, 2002). Door het gebruik van herbiciden (onkruidverdelgend) en in mindere mate door insecticiden en fungiciden (schimmelwerend) kan dus de synthese van fenolische componenten in planten beïnvloed worden. Deze theorie werd onderzocht aan de hand van het voorbeeld chlorogeenzuur-chloorpropham en glycoalkaloïde-chloorpropham. Opnieuw is hier uitgegaan van de consumptiedata van de Belgische VCP. Zowel chlorogeenzuur als glycoalkaloïden zijn secundaire plantmetabolieten, maar enkel chlorogeenzuur behoort tot de groep van fenolische componenten (Andjelkovic et al., 2006). Chloorpropham is een herbicide dat als kiemremmer toegepast wordt bij de bewaring van aardappelen (Wessel et al., 1990).

Figuur IV. 37 bevestigt de theorie; de consumptie van biologische aardappelen, waarop geen pesticiden mogen worden toegepast, leidt tot hogere inname van chlorogeenzuur en in mindere mate van glycoalkaloïden. Dit betekent dat hogere concentraties van deze secundaire plantmetabolieten worden teruggevonden in biologische aardappel. Meer onderzoek is nodig om dit resultaat te bevestigen voor deze en andere fenolische componenten in aardappelen en groenten. Ook dient de kennis van gunstige en toxicologische effecten van deze componenten verder verbreed te worden.



**Figuur IV. 37 Verhouding van de inname van twee secundaire plantmetabolieten (chlorogeenzuur, glycoalkaloïde) tot de inname van chloorpropham via aardappel (%); zie legende**

Om de bespreking van de onderzoeksresultaten af te sluiten wordt in Tabel IV. 6 een overzicht gegeven van de statistisch significante verschillen die gevonden zijn voor de verschillende nutriënt-product combinaties.



**Tabel IV. 6 Overzicht van de statistisch significante concentratieverschillen voor de bestudeerde nutriënt-product combinaties**

|                 |                | aardappel | wortel | tomaat | sla | spinazie |
|-----------------|----------------|-----------|--------|--------|-----|----------|
| <b>NUTRIENT</b> | DS             | B         | B      |        | -   | -        |
|                 | vit C          | G         | G      | B      | -   | -        |
|                 | asc.zuur       | G         |        |        | -   | -        |
|                 | beta-caroteen  | -         | B      | B      |     | B        |
|                 | K              | G         | G      | G      | B   | -        |
|                 | Ca             | G         |        | G      | B   | -        |
|                 | Mg             | G         | B      |        | B   | -        |
|                 | Fe             | B         | B      | -      | B   | -        |
|                 | Zn             |           |        | -      | -   | -        |
|                 | lycopeen       | -         | -      | G      | -   | -        |
|                 | luteïne        | -         | -      | -      | G   | G        |
|                 | chlorogeenzuur | B         | -      | -      | -   | -        |
|                 | polyfenolen    | -         | -      |        | G   | -        |

(weging volgens W2)

|   |                                                 |
|---|-------------------------------------------------|
| B | : gemiddelde conc significant hoger in bio      |
| G | : gemiddelde conc significant hoger in gangbaar |
|   | : geen significant concentratieverschil         |
| - | : niet van toepassing                           |

|                    |                    | aardappel | wortel | tomaat | sla | spinazie |
|--------------------|--------------------|-----------|--------|--------|-----|----------|
| <b>CONTAMINANT</b> | glycoalkaloïde     | B         | -      | -      | -   | -        |
|                    | nitraat            | G         | G      | -      | G   | B        |
|                    | Cd                 | G         | B      |        | G   | B        |
|                    | Pb                 | G         | B      | -      |     | B        |
|                    | Cu                 | B         |        |        | G   | G        |
|                    | S                  |           |        | G      | -   | -        |
|                    | azoxystrobin       | -         |        | -      | -   | -        |
|                    | bifenthrin         | -         | -      |        |     | -        |
|                    | chloorpropham      | G         | -      | -      | -   | -        |
|                    | chloorthalonil     |           | -      |        | -   | -        |
|                    | cyfluthrin         | -         | -      | -      |     | -        |
|                    | deltamethrin       |           |        | -      | -   |          |
|                    | dichloorvos        | -         | -      |        | -   | -        |
|                    | dimethoaat         | -         |        | -      | -   | -        |
|                    | esfenvalerate      |           | -      | -      | -   | -        |
|                    | ethoprophos        |           | -      | -      | -   | -        |
|                    | iprodione          | -         | G      |        |     | -        |
|                    | lambda-cyhalothrin | -         |        | -      | -   |          |
|                    | myclobutanil       | -         |        |        | -   | -        |
|                    | pirimicarb         |           |        |        | -   |          |
|                    | tebuconazool       | -         |        | -      | -   | -        |
|                    | thiabendazool      |           | -      | -      | -   | -        |

(weging volgens W2;  
< LOD → 0)

## **6 Andere biologische producten**

### **6.1 Graanproducten (naast aardappel)**

Biologische graanproducten zouden volgens sommige auteurs gevoeliger zijn aan schimmelgroei en bijgevolg hogere gehalten aan aflatoxines bevatten dan conventionele producten doordat het gebruik van synthetische fungiciden verboden is in de biologische landbouw (Holden, 2002). Vele studies weerleggen deze veronderstelling (Tamm, 2001; Cirillo et al., 2003; Hoogenboom et al., 2006). Het onderzoeksinstituut voor biologische landbouw in Zwitserland (FiBL) stelt dat problemen inzake schimmelinfecties mogelijk veroorzaakt worden door ongecontroleerde omgevingscondities tijdens de opslag en transport (bijv. te hoog vochtgehalte) en dat dergelijke fouten niet in verband staan met de teeltwijze (bio vs. gangbaar). Een andere theorie is dat het gebruik van artificiële meststoffen in de conventionele landbouw de groei van planten versnelt, waardoor de planten dunnere celwanden hebben die dan gevoeliger zijn voor schimmelziekten (Schuphan, 1972). Volgens Holden (2002) en FSA (2000) zijn er geen studies die significante verschillen in mycotoxineconcentraties kunnen aantonen tussen biologische en conventionele granen en pindanoten. Döll et al. (2002) en Malmauret et al. (2002) tonen echter aan dat biologisch geproduceerd graan hogere gehalten aan mycotoxines bevatten in tegenstelling tot Bernhoft et al. (2003) en Schneweis et al. (2005) die lagere gehalten vaststelden. De meningen inzake het verschil in mycotoxine besmetting tussen biologische en gangbare graanproducten zijn duidelijk verdeeld. Meer onderzoek is nodig.

### **6.2 Melkproducten**

Een aantal gezondheidsbevorderende kenmerken blijken meer uitgesproken te zijn bij biologische melk dan bij gangbare melk.

Recent onderzoek geeft aanwijzingen dat biologische melk meer meervoudig onverzadigde vetzuren bevat met in het bijzonder CLA (geconjugeerd linolzuur) en omega-3 vetzuren (FAO, 2000; DIAS, 2002; Dewhurst et al., 2003; Fievez, 2005; Molkentin & Giesemann, 2007). Een mogelijke verklaring hiervoor is het hoge aandeel grasklaver en het lage aandeel krachtvoer en snijmaïs in het voer van biologische melkkoeien (Adriaansen-Tennekes et al., 2005; de Wit et al., 2006).

Aan CLA worden verschillende gunstige effecten op onze gezondheid toegeschreven, zoals preventie van aderverkalking, kanker en hypertensie; en het stimuleren van het immuunsysteem (Fievez, 2004; Bhattacharya et al., 2006). Langketen omega-3 vetzuren zouden een belangrijke rol spelen bij de preventie van kanker, mentale stoornissen en ontstekingen evenals in de ontwikkeling en werking van de hersenen en de ogen (de Deckere et al., 1998; Kris-Etherton et al., 2002-2003). De omega-3 vetzuren in biologische melk zijn echter korte keten vetzuren die in vergelijking met langketen omega-3 vetzuren in vis(olie) slechts een beperkte gezondheidsbijdrage leveren (FSA, 2006). FSA besluit daarom dat biologische melk niet gezonder is dan gangbare melk.

Andere gezondheidsbevorderende kenmerken van biologische melk in vergelijking met gangbare melk zijn de hogere gehalten aan vitamine E, beta-caroteen (provitamine A) en de antioxidanten luteïne en zeaxanthine (Bergamo et al., 2003; Dewhurst et al., 2003; Nielsen et

al., 2004). Voor wat betreft de minerale samenstelling, kunnen geen eenduidige verschillen tussen bio en gangbaar vastgesteld worden (Hermansen, 2005).

### **6.3 Vlees**

Verzadigde vetten zijn nodig als leverancier van belangrijke vetoplosbare voedingsstoffen maar een overmaat aan dit type vetten verhoogt het risico op hart- en vaatziekten. Onderzoek toont aan dat de verhouding waarin vetzuren voorkomen in vlees en melkproducten beïnvloed wordt door de fokmethode en in het bijzonder door de samenstelling van het veevoer. Verschillende studies toonden aan dat het vetprofiel van het vlees van een biologische veehouderij gunstiger (d.i. meer onverzadigde vetten t.o.v. verzadigde vetten) is dan dat van een gangbare veehouderij (Marmer et al., 1984; Enser et al., 1996; Pastushenko et al., 2000). Het geconjugeerd linolzuur (CLA) geniet steeds meer aandacht. Niet alleen zou de biologische melk meer CLA bevatten dan de gangbaar geproduceerde melk, ook het vlees van de biologische koe zou een hoger CLA gehalte bevatten. De verklaring is het hogere aandeel gras, hooi en kuilvoeder in het rantsoen van de biologisch gehouden koeien (Flachowsky, 2000).

## 7 Conclusie

Biologische groenten en aardappelen worden dikwijls geassocieerd met *kwaliteit* en *gezondheid*. Onderzoek naar de wetenschappelijke waarde van deze claims is echter weinig voorhanden. In dit luik is getracht om op een objectieve en wetenschappelijke manier te onderzoeken of biologische groenten op vlak van kwaliteit en gezondheid beter of minder goed scoren dan het gangbare product. Daarenboven is aandacht besteed aan de gebruikte methode en de impact ervan op de resultaten. Naast talrijke omgevingsfactoren, blijkt de methode van data-afbakening en -weging de richting van de vergelijking bio/gangbaar te beïnvloeden. Op basis van de momenteel beperkt beschikbare data kunnen geen eenduidige conclusies getrokken worden inzake verschillen tussen bio en gangbare groenten wat betreft de voedingswaarde en contaminatiegraad. Afhankelijk van het beschouwde nutriënt of contaminant scoort bio soms beter en soms slechter dan zijn gangbare tegenhanger. Bijvoorbeeld: het gehalte aan vitamine C is significant lager in bio wortel en aardappel, maar significant hoger in bio tomaat. Ook per groente zijn er geen eenduidige trends. Bijvoorbeeld: bio wortel scoort beter voor het gehalte aan beta-caroteen, slechter voor vitamine C en kalium en even goed voor calcium. Dit sluit algemene claims als “bio groenten zijn gezonder” of “bio groenten zijn veiliger” uit. Er is nood aan grootschalige gecontroleerde en gepaarde studies om dergelijke claims in de toekomst eventueel mogelijk te maken. Ook de volledigheid waarmee experimentele data gerapporteerd worden, is cruciaal voor verder onderzoek. Initiatieven voor de ontwikkeling van objectieve methoden voor het meten van kwaliteit- en veiligheidsparameters kunnen alleen maar aangemoedigd worden. Op dit moment begint men naast conventionele onderzoeksmethoden ook holistische benaderingen (bijv. kristallisatietechniek) te gebruiken voor de studie van verschillen tussen biologische en gangbare producten. Wetenschappelijke onderbouwing van gerapporteerde verschillen tussen biologische en gangbare producten bij deze laatste techniek ontbreekt echter nog. Naast de evaluatie van potentiële productverschillen is kort nagegaan of het consumptiepatroon inzake groenten en aardappelen verschilt tussen bio en niet-bio consumenten. Hieruit blijkt dat bio consumenten meer groenten eten met hogere inname van nutriënten en contaminanten tot gevolg. Tenslotte geldt nog steeds de aanbeveling om dagelijks voldoende groenten te eten omwille van hun gunstig effect op de gezondheid. Zowel biologische als gangbare groenten kunnen hiertoe bijdragen.

## **DEEL 5: CONSUMENTENGEDRAG EN - PERCEPTIE**

**Koen Mondelaers, Joris Aertsens, Jeen Vandenberg,  
Wim Verbeke**

# 1 Inleiding

## 1.1 Componenten van consumentengedrag

Kotler et al. (1996) stellen dat consumentengedrag verwijst naar de *actie van de uiteindelijke consumenten, die goederen en diensten kopen voor persoonlijk gebruik*. Het is een heel ruim begrip. Het bevat onder meer het *mentale en fysieke handelen binnen de gehele consumptiecyclus van goederen en diensten* (Van Raaij & Antonides, 2002). Het consumentengedrag wordt beïnvloed door verschillende factoren zoals “kennis”, “houding” en “perceptie”. Deze factoren interageren bovendien met elkaar.

In de literatuur zijn verschillende modellen van consumentengedrag terug te vinden (Nicosia, 1966; Howard & Seth, 1969; Engel et al., 1995; Verbeke & Gellynck, 2004) die eigenlijk steeds neerkomen op dezelfde vijf stappen. Deze worden hieronder kort beschreven.

1: PROBLEEMHERKENNING: De probleemherkenning is het gevolg van een waargenomen spanning tussen de ideale toestand en de actuele toestand. Deze vertaalt zich in een wens of behoefte om de ideale toestand te realiseren. De ideale toestand verschilt van consument tot consument (Verbeke & Gellynck, 2004).

2: INFORMATIE ZOEKEN: Om deze behoefte in te vullen gaat de consument op zoek naar informatie. Er kunnen twee vormen van zoekgedrag onderscheiden worden, namelijk intern en extern zoekgedrag. Het interne zoekgedrag betreft de informatie die in het geheugen van de consument voorhanden is, vaak op basis van de eigen voorgaande ervaringen. Wanneer er geen of onvoldoende interne informatie voorhanden is, moet de consument bewust op zoek naar externe informatie. Hierop is een kosten-baten analyse van toepassing aangezien de kost van informatieverwerving afgewogen wordt tegen het risico van een niet optimale aankoop (Verbeke & Gellynck, 2004).

3: KIEZEN: Tijdens het zoekproces komen verschillende alternatieven naar voor waaruit de consument dan een keuze moet maken. De preferentie die hieruit voorkomt is het resultaat van een proces van evaluatie van productattributen, overtuigingen en perceptie, evenals van de houding van de consument. De bekomen preferentie gaat over in koopintentie en leidt uiteindelijk naar de keuze (Verbeke & Gellynck, 2004).

4: AANKOPEN: De consument koopt uiteindelijk het productalternatief waarvoor hij het beste totaaloordeel heeft. Enkele factoren kunnen dit alsnog verhinderen: referentiegroepen die een andere mening hebben, onverwachte omstandigheden (bvb. out-of-stock, ...), behoefte aan variatie (consument wil eens iets anders proberen) (Verbeke & Gellynck, 2004).

5: EVALUATIE: Het resultaat verwijst naar de ervaring met het gekochte product. Via deze ervaring gebeurt de opbouw van herhaalaankopen die kan leiden tot merktrouw. Een gunstige ervaring versterkt de positieve houding tegenover het product en verhoogt de kans dat bij een volgende aankoop voor hetzelfde product wordt gekozen (Verbeke & Gellynck, 2004).

Consumenten kiezen bij een koopproces dus uit een aantal alternatieven om een probleem op te lossen. Biologische en gangbare producten kunnen hierbij als alternatieven beschouwd worden. Ze worden hierbij beïnvloedt door beperkingen qua budget, tijd en de capaciteit voor

opname en verwerking van informatie. Consumenten zullen uit de aangeboden alternatieven een keuze maken, rekening houdend met motieven, waarden, normen en voorkeuren. We analyseren in ons onderzoek in welke mate dergelijke factoren een rol spelen bij de perceptie en keuze voor bio of gangbare producten.

## **1.2 Methodologie van gegevensverzameling**

Voor de gegevensverzameling is gebruik gemaakt van een gestructureerde vragenlijst of enquête op papier. Alle respondenten kregen dezelfde vragen. Bij vragen over de motieven en de barrières voor de aankoop van biologische producten zijn verschillende volgordes toegepast om non-sampling errors te beperken. Voor de meeste vragen is gebruik gemaakt van een zevenpunts-Likert-schaal (Verbeke & Gellynck, 2004).

De enquête start met vragen inzake het gedrag van de respondenten waarbij onder andere gepeild is naar de frequentie van de groenteconsumptie, het aandeel van biologische groenten hierin en de herkomstkanalen. Een volgend deel van de enquête peilt naar de houding van de respondent tegenover biologische groenten. Er is gepeild naar motivaties en barrières om al dan niet biologische groenten te kopen. Ook de objectieve en subjectieve kennis van de respondent over biologische groenten is onderzocht aan de hand van zeven stellingen. De mate waarin er bereidheid is om een meerprijs te betalen voor biologische groenten is gecontroleerd aan de hand van een vraag omtrent de willingness-to-pay. Het gebruik en het vertrouwen in informatiekkanalen door consumenten is ook onderzocht. In het afsluitende luik zijn de socio-demografische karakteristieken van de respondenten opgevraagd. Er is ook gepeild naar engagementen en levenswijze.

Aanvankelijk werd gestreefd naar een dataset van 400 personen. Hiervoor zijn 1200 enquêtes verspreid. Bij het verlopen van de deadline op 1 februari 2007 hebben we 553 ingevulde enquêtes ontvangen (46 %). Hiervan waren 529 enquêtes bruikbaar en deze werden in de dataset opgenomen (44%). Om ook een groot aantal respondenten te hebben die vaak biologische groenten consumeren is een groot aantal enquêtes verspreid onder leden van de vzw VELT. Ongeveer de helft van de bruikbare enquêtes zijn afkomstig van VELT-leden (266: VELT-leden; 263: niet-VELT-leden).

De gebruikte techniek voor de gegevensverzameling is de convenience niet-toevalssteekproef. Deze techniek kan relatief snel en goedkoop uitgevoerd worden. Toch is getracht om voor de verschillende socio-demografische karakteristieken een representatieve verdeling te bekomen in overeenstemming met de Vlaamse populatie. Een aantal van deze karakteristieken zijn opgenomen in de tabel die volgt.

Qua verdeling van de leeftijd kunnen we concluderen dat het aantal jongeren (tot 25 jaar) en het aantal ouderen (vanaf 65 jaar) wat onder het vlaamse gemiddelde ligt (NIS, 2001), terwijl de leeftijdscategorie tussen 40 en 50 jaar zich boven het gemiddelde bevindt. Maar in het licht van het onderzoek lijkt dit geen echt probleem. Als we naar het opleidingsniveau kijken, is het aandeel van de hoogopgeleiden relatief groter dan het Vlaamse gemiddelde van ongeveer 32 % voor België (NIS, 2005). De dataset bevat ook relatief veel respondenten uit Vlaams-Brabant en Oost-Vlaanderen. Het aandeel gezinnen met kinderen is relatief groot in deze enquête, de helft hiervan zijn echter kinderen die ouder zijn dan 18 jaar waarbij er waarschijnlijk al veel het huis uit zijn. Het gemiddelde inkomen per aangifte bedraagt in Vlaanderen ongeveer 2000 euro (NIS, 2003). Er kan dus gesteld worden dat het gemiddelde

inkomen van de dataset hoger is dan dat voor Vlaanderen. Slechts 1 op 4 respondenten heeft een gezinsinkomen dat lager dan 2000 euro is. Als conclusie kunnen we stellen dat voorzichtigheid geboden is wanneer de resultaten van deze enquête zouden doorgetrokken worden voor de totale Vlaamse populatie, gezien de hierbovenvermelde afwijkingen.

**Tabel 35.** Socio-demografische kenmerken van de dataset.

|                      |                                                    |        |                          |                      |        |
|----------------------|----------------------------------------------------|--------|--------------------------|----------------------|--------|
| <b>Geslacht</b>      | Man                                                | 46,9 % | <b>Kinderen</b>          | Ja                   | 76,4 % |
|                      | Vrouw                                              | 53,1 % |                          | Neen                 | 23,6 % |
| <b>Leeftijd</b>      | ≤ 25 jaar                                          | 8,9 %  | <b>Leeftijd kinderen</b> | Jonger dan 12 jaar   | 30,1 % |
|                      | 26 tot 40                                          | 22,3 % |                          | Tussen 12 en 18 jaar | 21,2 % |
|                      | 41 tot 50                                          | 32,1 % |                          | Ouder dan 18 jaar    | 48,7 % |
|                      | 51 tot 65                                          | 26,7 % | <b>Gezinsgrootte</b>     | 1 kind               | 16,9 % |
|                      | 65+                                                | 10 %   |                          | 2 kinderen           | 41,5 % |
| <b>Opleiding</b>     | Lager onderwijs of onvoltooid middelbaar onderwijs | 5,9 %  |                          | Meer dan 2 kinderen  | 41,5 % |
|                      | Middelbaar onderwijs                               | 34,2 % | <b>Hoofdberoep</b>       | Zelfstandige         | 10 %   |
|                      | Hoger onderwijs                                    | 59,9 % |                          | Bediende             | 35,4 % |
| <b>Provincies</b>    | Vlaams-Brabant                                     | 24,1 % |                          | Arbeider             | 6,1 %  |
|                      | Antwerpen                                          | 15,5 % |                          | Huisvrouw/huisman    | 9,3 %  |
|                      | Limburg                                            | 5 %    |                          | Student              | 6,8 %  |
|                      | West-Vlaanderen                                    | 18,4 % |                          | Onderwijs            | 11,8 % |
|                      | Oost-Vlaanderen                                    | 36,9 % |                          | Gepensioneerd        | 14,7 % |
|                      |                                                    |        |                          |                      |        |
| <b>Gezinsinkomen</b> | Meer dan 3000 euro                                 | 27,4 % | VELT-lid                 | 266                  | 50,3 % |
|                      | Tussen 2500 en 3000 euro                           | 16,1 % | Niet-VELT                | 263                  | 49,7 % |
|                      | Tussen 2000 en 2500 euro                           | 15,5 % |                          |                      |        |
|                      | Tussen 1500 en 2000 euro                           | 12,7 % |                          |                      |        |
|                      | Meer dan 1500 euro                                 | 12,8 % |                          |                      |        |

## 2 Consumptie van bio groenten

### 2.1 Consumptie van bio groenten en opdeling in segmenten

Bij de analyse van de bekomen gegevens blijkt dat de consumenten in duidelijk verschillende segmenten kunnen onderverdeeld worden afhankelijk van de mate waarin zij bio groenten consumeren. Wij maken een opdeling in vier groepen, met name “non users”, “light users”, “medium users” en “heavy users”. Bij de bespreking van de resultaten hebben we ervoor gekozen om steeds deze verschillende groepen met elkaar te vergelijken omdat dit een interessante invalshoek is in het kader van dit onderzoek.

Met de “non users” duiden we uiteraard de consumenten aan die geen biologische producten gebruiken. Consumenten die bio consumeren maar met een aandeel tot 20% duiden we aan als “light users”. Consumenten waarbij 30 tot 80% van de groenten die ze consumeren van biologische oorsprong zijn, hebben we hier aangeduid als “medium users”. De consumenten die een groter aandeel bio hebben binnen de consumptie van groenten benoemen we als “heavy users”.

In de volgende tabel is weergegeven hoe deze groepen vertegenwoordigd zijn binnen onze steekproef. Bij deze verdeling is het zo dat het eerste kwartiel van de biologische consumenten ongeveer overeenkomt met “de light users”, het 2<sup>e</sup> en het 3<sup>e</sup> kwartiel bij



benadering in de medium user categorie zit en het laatste kwartiel bij benadering in de heavy user categorie.

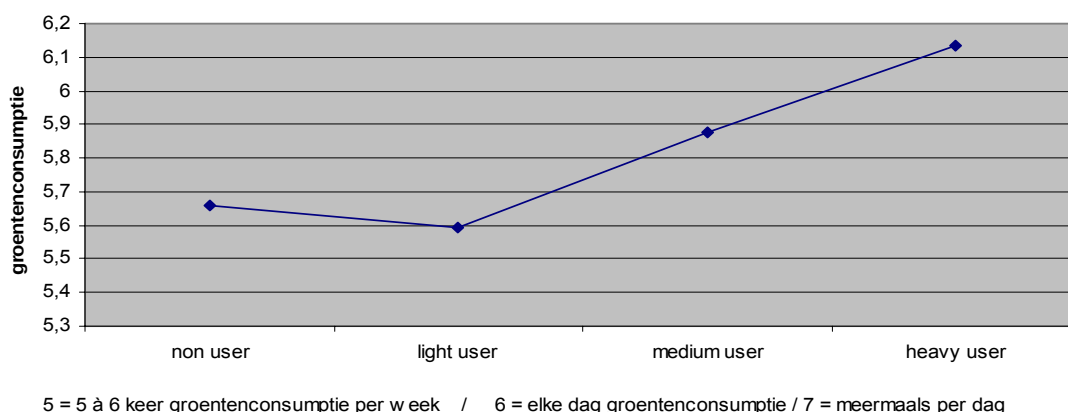
Uit deze tabel wordt ook duidelijk dat er in onze steekproef heel wat meer bio groenten geconsumeerd worden dan op Vlaams niveau. Het aandeel van bio groenten in de totale consumptie van groenten is binnen onze dataset gemiddeld 51 %. Als we dit vergelijken met het gemiddeld aandeel van biologische groenten in Vlaanderen dat 3,4 % bedraagt (Platteau, 2006), is dit een enorm verschil. Dit is in de eerste plaats door de bewuste keuze om via de VELT-leden een grote groep consumenten op te nemen die veel bio producten consumeren. Daarnaast is het ook zo dat vele consumenten hun consumptie van biologische producten overschatten in vergelijking met hun reële aankoopgedrag (Millock et al., 2002). Een andere reden heeft te maken met de vraagstelling en antwoordmogelijkheden, waarbij met lineaire stappen van 10% is gewerkt, zodat een consument van bio groenten steeds minimaal een aandeel van 10% moest vermelden. In die zin is de steekproef bewust niet-representatief, maar kunnen we er zeker interessante lessen uit trekken over de verschillende “gebruikersgroepen”.

**Tabel 36.** Opsplitsing in verschillende gebruikersgroepen (in %).

|             | Frequentie | Percentage | Cumulatief percentage |
|-------------|------------|------------|-----------------------|
| non user    | 47         | 8,9        | 8,9                   |
| light user  | 113        | 21,4       | 30,2                  |
| medium user | 249        | 47,1       | 77,3                  |
| heavy user  | 120        | 22,7       | 100,0                 |

## 2.2 Consumptie van hoeveelheden groenten per segment

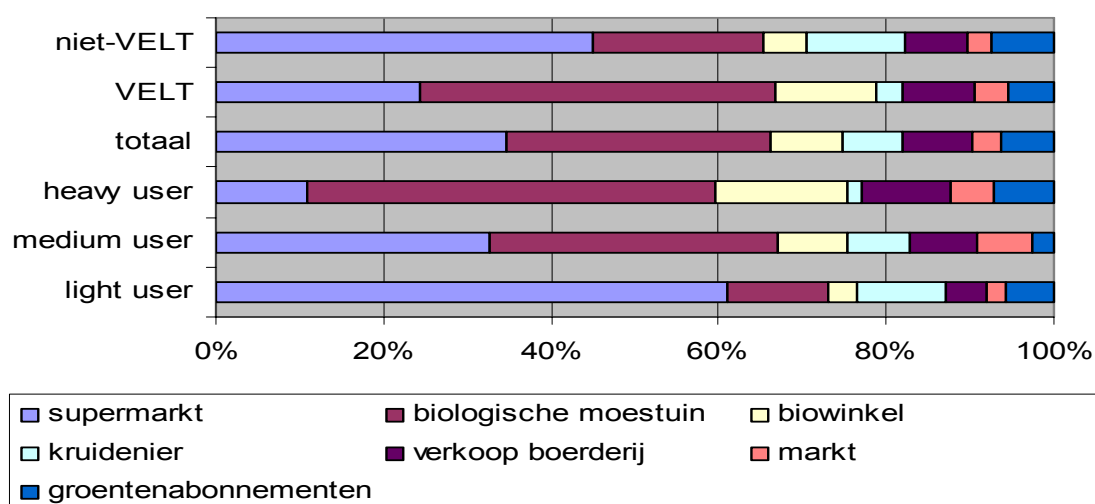
De hypothese is geformuleerd dat consumenten die veel biologische groenten eten ook meer groenten zouden eten in het algemeen. Deze hypothese wordt in het algemeen bevestigd door onderstaande figuur en door statistische toetsen. Indien de verschillende gebruikersgroepen vergeleken worden via een ANOVA-analyse op basis van hun score op de frequentieschaal van de groentenconsumptie, wordt een significant verschil bekomen ( $p=0,000$ ) waarbij als voorbeeld de heavy users beduidend meer groenten consumeren dan de non users ( $p=0,002$ ) en de light users ( $p=0,000$ ). Het verschil is echter niet significant tussen de light en de non users van bio ( $p=0,997$ ).



**Figuur 14. Groentenconsumptie van de verschillende gebruikersgroepen.**

## 2.3 Aandeel distributiekanaal in de verkoop van biologische groenten

In onderstaande figuur is een opdeling gemaakt voor de herkomst van de bio groente. Er blijken duidelijke verschillen per segment te zijn.



**Figuur 15. Aandeel herkomstkanalen biologische groenten.**

Bij de light users merken we dat de herkomst via de supermarkt een aandeel heeft van meer dan 60 % wat overeenstemt met de bevindingen uit de literatuur (GFK benelux panel data). Bij de heavy users is het aandeel van de supermarkt veel geringer (10%). De heavy users bekomen hun (bio) groenten veel meer uit de eigen moestuin<sup>4</sup>, uit de biowinkel of rechtstreeks op de boerderij.

Verder vonden we ook dat VELT-leden minder (bio) groenten aankopen in de supermarkt en bij de kruidenier en ze meer verwerven uit de eigen tuin, in de biowinkel en op de boerderij.

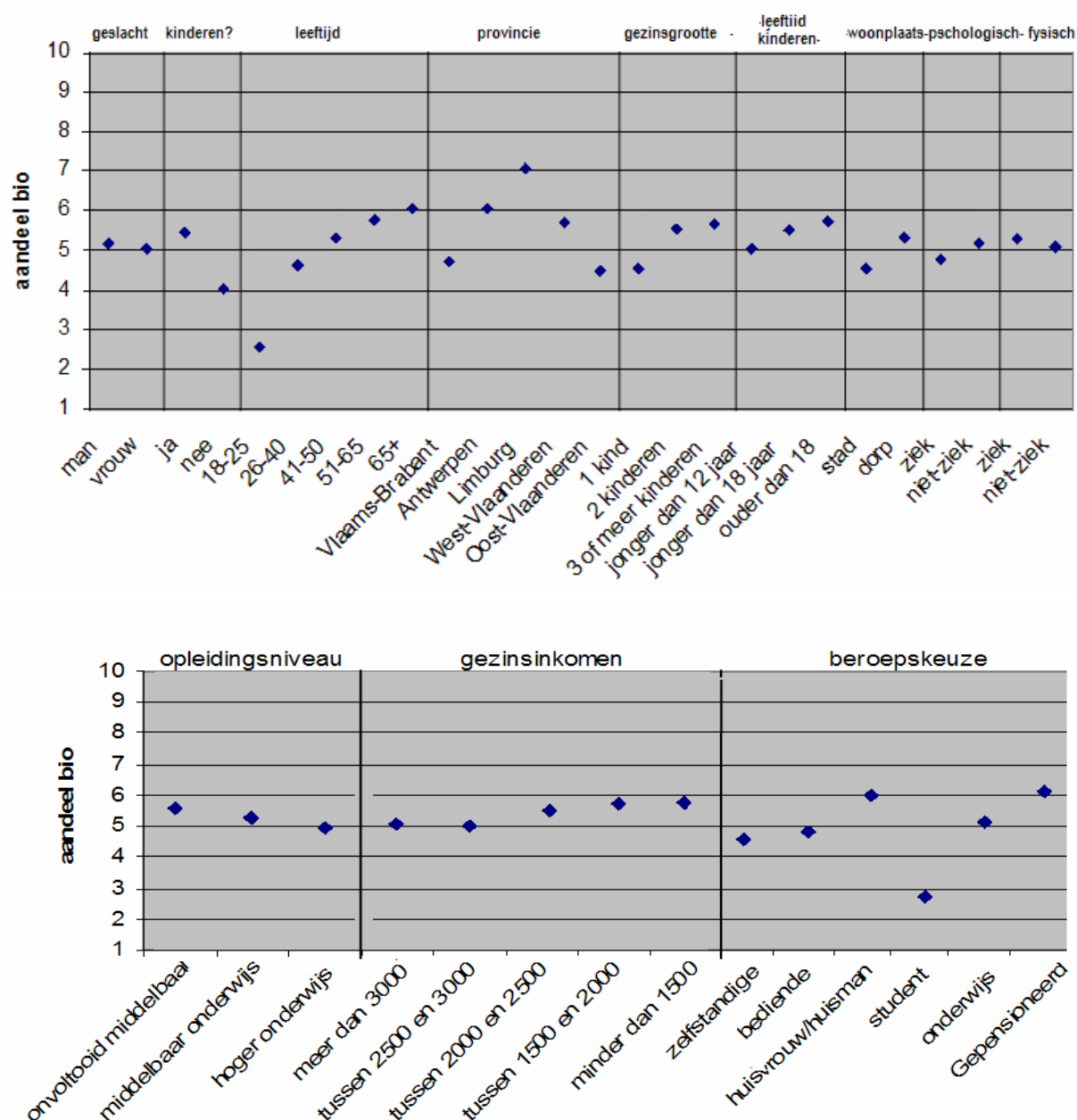
<sup>4</sup> Strikt genomen zijn groenten uit eigen tuin die geproduceerd zijn zonder kunstmest of chemische bestrijdingsmiddelen geen 'bio' groenten, aangezien ze niet gecertificeerd zijn als bio. Toch vonden we het interessant om het belang van dit kanaal hier in kaart te brengen.

Toch blijft de trend dat “light-users” meer in de supermarkt kopen ook opgaan wanneer de VELT-leden buiten beschouwing worden gelaten.

## 2.4 Socio-demografische en -economische profilering per segment

### 2.4.1 Overzichtstabel

In onderstaande figuur worden de gemiddelde scores van het aandeel bio voor de totale dataset voorgesteld voor de verschillende socio-demografische karakteristieken.



**Figuur 16.** Socio-demografische profilering van de volledige dataset en binnen de gebruikersgroepen

#### **2.4.2 Aanwezigheid van kinderen**

Consumenten die kinderen hebben blijken significant meer biologische groenten te consumeren dan consumenten die geen kinderen hebben.

Op basis van de ganse dataset wordt geen significante invloed waargenomen van de leeftijd van de kinderen op het consumptiegedrag ( $p=0,201$ ). Indien de drie gebruikersgroepen samen worden gezet, gaf de kruistabel ook geen significant verschil aan met de niet-biologische consumenten ( $p=0,648$ ).

#### **2.4.3 Leeftijd**

De leeftijd van de respondent blijkt een significante invloed te hebben op het consumptiegedrag van bio ( $p=0,000$ ). Het is duidelijk dat jongeren tussen de 18 en de 25 significant minder biologische groenten verbruiken dan de andere leeftijdsgroeperingen.

#### **2.4.4 Gezinsgrootte**

De gezinsgrootte blijkt een lichte significante invloed te hebben op het consumptiegedrag ( $p=0,048$ ). Gezinnen met slechts 1 kind consumeren minder bio groenten dan gezinnen met 3 kinderen of meer ( $p=0,049$ ).

#### **2.4.5 Woonomgeving : platteland - stad**

De woonomgeving lijkt een significante rol te spelen op het consumptiegedrag ( $p=0,018$ ). Mensen uit een dorp consumeren significant meer biologische groenten dan mensen uit de stad. We merken wel op dat consumenten “bio groenten” uit eigen tuin ook in rekening brachten, wat strikt genomen niet correct is en voor een deel verklaart waarom “plattelanders” in onze studie meer bio consumeren.

#### **2.4.6 Ziekte**

In de enquête werd ook gevraagd of de respondent in aanraking gekomen is met een aantal “fysieke” ziekten (hart & vaatziekten, kanker, diabetes) en “psychologische” ziekten (vermoeidheid en depressie). De vraag werd opgedeeld in 2 delen : enerzijds of de respondent zelf de ziekte heeft/had of anderzijds of hij/zij er in aanraking mee was gekomen via de nabije omgeving (familie of vrienden). Meer dan de helft van de respondenten is reeds in aanraking gekomen was met kanker in de nabije omgeving en iets minder dan de helft was reeds in aanraking gekomen met hart & vaatziekten.

Het contact met fysieke of psychologische ziekten hetzij direct, hetzij in de nabije omgeving blijkt geen significant effect te hebben op de consumptie van bio.

#### **2.4.7 Opleidingsniveau en gezinsinkomen**

Over de totale dataset worden geen significante verschillen qua consumptiegedrag van bio groente vastgesteld op basis van het opleidingsniveau.

Over de ganse dataset heen zijn er ook geen significante verschillen tussen het consumptiegedrag en de verschillende inkomensniveaus ( $p=0,413$ ).

### 2.4.8 Beroep

Er zijn verschillen in het consumptiegedrag tussen mensen met een verschillende “beroepskeuze” ( $p=0,000$ ). De verschillen zijn vooral te vinden tussen de respondenten die nog studeren en diegene die reeds werken. Studenten consumeren minder biologische groenten wat wellicht voor een deel te verklaren is door hun beperkte budget, maar verder zal blijken dat ook de perceptie van consumenten over bio in de leeftijdscategorie 18-25 jaar significant minder goed is dan die van de andere leeftijdscategorieën.

## 3 Consumentenperceptie inzake bio groenten

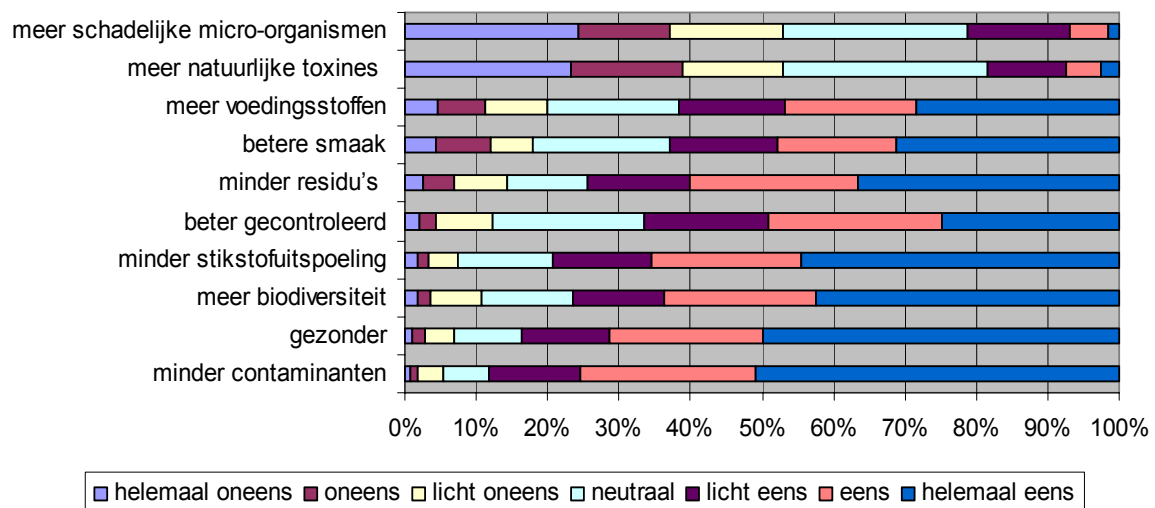
De perceptie van de respondenten over biologische groenten werd getoetst aan de hand van vier vragen in de enquête. Deze vier vragen hebben elk betrekking op een bepaalde component of onderdeel van houding en worden één voor één onderzocht.

De 4 onderdelen zijn :

- De perceptie van de consument over een aantal stellingen omtrent mogelijke voordelen of nadelen van biologische producten
- De houdingen die de respondenten hebben t.a.v. biologische groenten : goed, tevreden, prettig, onaangenaam, ...
- De motieven die de consument aangeeft voor de aankoop van biologische groenten
- De barrières die hem weerhouden om biologische groenten aan te kopen

### 3.1 Perceptie versus consumptiegedrag

Bij het onderzoek naar de consumentenperceptie zijn een aantal stellingen opgenomen in de enquête. Deze stellingen formuleren een aantal vermeende voordelen & nadelen van biologische producten. In de onderstaande figuur zijn de antwoorden samengevat die door de respondenten gegeven werden. De stellingen konden beantwoord worden aan de hand van een 7 puntenschaal met als uiterste einden “helemaal oneens” en “helemaal eens”.



**Figuur 17.** Perceptiescores van de respondenten op de stellingen.

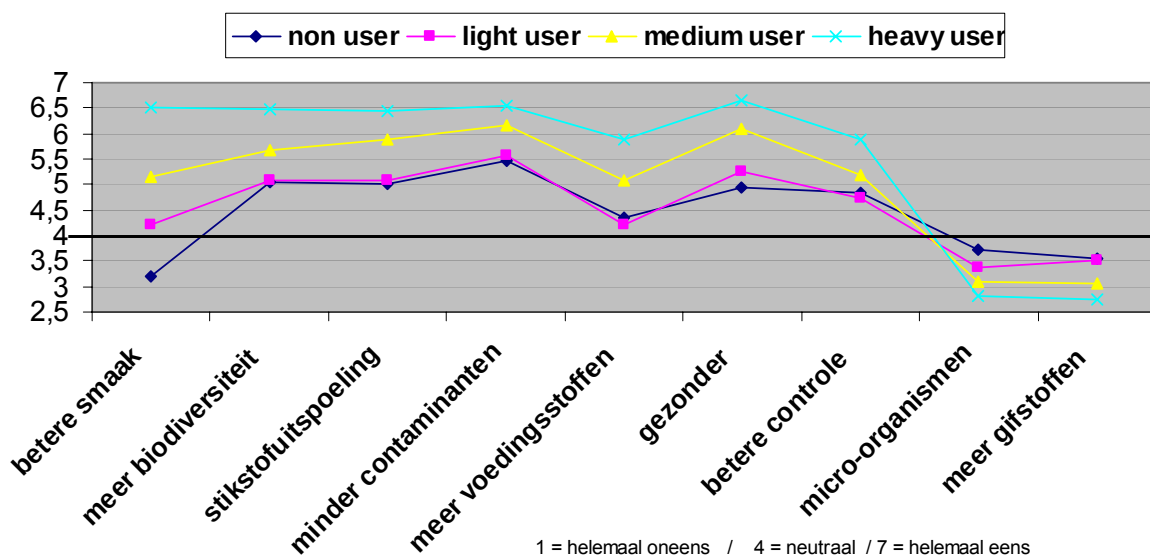
Het verband tussen het consumptiegedrag en perceptie is significant waarbij de respondenten met een minder positieve perceptie minder biologisch consumeren dan mensen met een

positievere perceptie ( $p=0,000$ ) en mensen met een heel positieve perceptie ( $p=0,000$ ). Het verschil tussen de laatste 2 genoemde is eveneens significant waarbij mensen met een positieve perceptie beduidend minder consumeren dan mensen met een heel positieve perceptie ( $p=0,000$ ).

Als enkel rekening gehouden wordt met de perceptie van de voordelen van “bio groenten” blijkt dit ook een sterk significante ( $p=0,000$ ) invloed op het consumentgedrag te hebben. Ook wanneer enkel gekeken wordt naar de vermeende nadelen is het verschil tussen perceptie en consumptiegedrag eveneens significant ( $p=0,000$ ). Respondenten die het niet eens zijn met “mogelijke nadelen” consumeren beduidend meer dan respondenten die min of meer akkoord gaan met het bestaan van de nadelen ( $p=0,000$ ). Respondenten die het sterk eens zijn met de nadelen ( $p=0,004$ ) consumeren significant minder bio.

Ook het verschil in perceptie tussen de respondenten die biologische producten gebruiken en diegene die geen biologische producten consumeren is significant en dit zowel voor de nadelen en voordelen samen ( $p=0,000$ ) als de voordelen apart ( $p=0,000$ ) en de nadelen apart ( $p=0,013$ ). Telkens hebben respondenten die biogroenten consumeren betere percepties ivm bio dan diegenen die geen bio consumeren. Zo ook zien niet-gebruikers meer nadelen bij het gebruik van bio dan bio-groenten consumenten.

Als naar de aparte stellingen gekeken wordt en meer bepaald naar de achtergrond van de stelling, kunnen eventuele verschillen tussen de gebruikersgroepen onderzocht worden. Deze achtergronden zijn sensorische eigenschappen van producten die kunnen gekoppeld worden aan de perceptie van de smaak; andere zijn gezondheidsoverwegingen zoals de consumentenperceptie van de stellingen omtrent het gezonder zijn van biologische producten, dat ze meer voedingsstoffen bezitten en dat ze minder contaminanten bevatten. Een andere achtergrond is het meer altruïstische, namelijk milieuoverwegingen dat kan geanalyseerd worden aan de hand van de perceptie van de stelling omtrent de biodiversiteit en de stikstofuitspoeling. Naast deze stellingen is er eveneens een stelling omtrent controle en de 2 vermeende nadelen van biologische landbouw.



**Figuur 18.** Verschillen in perceptiescores tussen de verschillende gebruikersgroepen.

Het is opvallend dat de perceptie tussen light users en non users bijna niet verschillend is, behalve voor de “smaak”, waarbij de light users een hoger score geeft voor deze laatste

categorie. Het ziet er dus naar uit dat de stelling dat vooral sensorische eigenschappen en gezondheidsvoordelen de consument overtuigen om biologische groenten te kopen, bevestigd wordt aangezien een light user een beduidend hogere perceptie heeft van het smaakvoordeel ( $p=0,001$ ) en een hogere perceptie van het gezondheidsvoordeel ( $p=0,285$ ).

Verder is het zo dat consumentengroepen die meer bio gebruiken bijna steeds gemiddeld een betere score geven aan het gebruik van bio of misschien beter geformuleerd als volgt: consumenten die bio betere scores toekennen zullen ook gemiddeld meer bio consumeren.

De mogelijke nadelen van biologische producten worden lager ingeschat door de medium users en heavy users ten opzichte van de light en de non users.

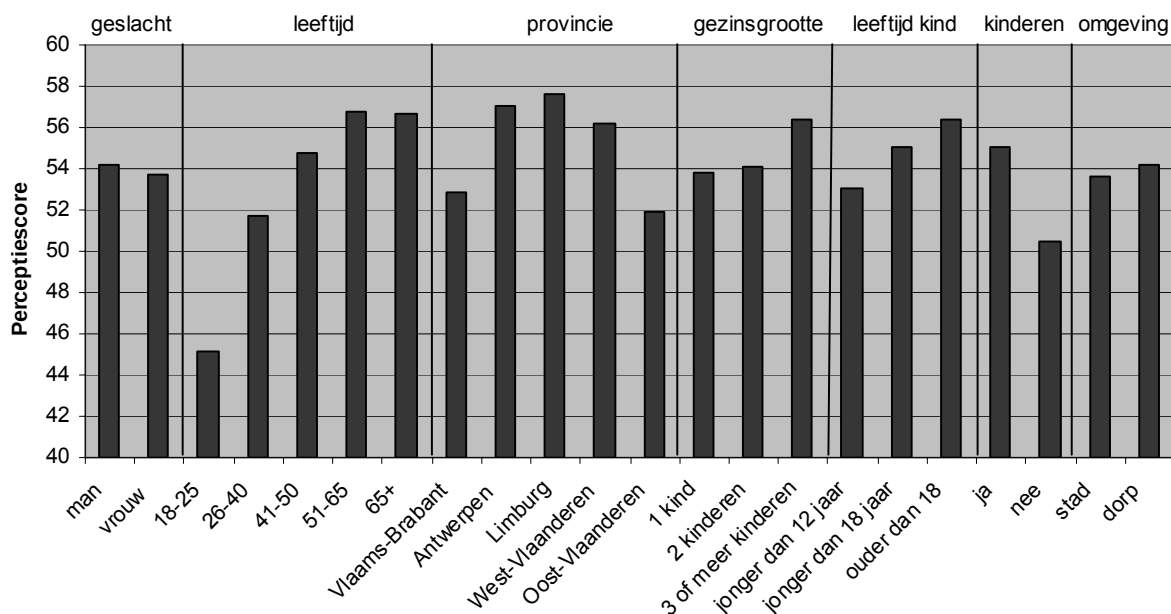
De perceptiescores voor het gezondheidsaspect krijgen een hogere score dan het milieu en de smaak.

Met scores van 3 voor non users en 4 voor light users blijken deze consumenten niet overtuigd van de goede smaak van bio groenten. Het is wel opvallend dat binnen de gezondheidscomponent vooral de stelling omtrent 'gezondere biologische producten' en 'minder contaminanten' hoog scoren terwijl de stelling omtrent de voedingsstoffen lager gepercipieerd wordt door de consument. Men zou kunnen stellen dat de consumenten biologische producten inderdaad als gezonder inschatten maar dat ze dit linken aan het verboden pesticidegebruik en niet aan mogelijks meer gezonde componenten in biologische producten. Een bijkomende verklaring voor de hogere percepties voor 'minder contaminanten' en 'stikstofuitspoeling' is dat informatie omtrent voedselveiligheid als heel belangrijk door de consument wordt ingeschat en de berichtgeving hieromtrent beïnvloedt in hoge mate de consument (Mazzocchi et al., 2004). Swinnen (2005) kwam tot de 'bad news hypothesis' waarmee hij bevestigde dat de media prefereren om negatieve aspecten van items te gaan belichten aangezien hier sterker op gereageerd wordt door de consumenten. De stikstofuitspoeling en de pesticideresidu's zijn 2 negatieve aspecten van de gangbare landbouw waarop de biologische landbouw beter scoort.

De correlatiecoëfficiënt tussen perceptie van smaak en consumptiegedrag lag hoger ( $r=0,583$ ) dan de correlatie van de perceptie van gezondheid ( $r=0,435$ ) en consumptiegedrag.

### **3.1.1 Socio-demografische en socio-economische invloeden op perceptie**

De analyses worden hier uitgevoerd met de perceptiescore van de respondenten op al de 10 stellingen en waarbij de 2 stellingen omtrent de vermeende nadelen omgeschaald zijn.



**Figuur 19.** Invloed van socio-demografische karakteristieken op de perceptie van bio.

Tussen mannen en vrouwen is er geen significant verschil terug te vinden qua perceptie ( $p=0,573$ ).

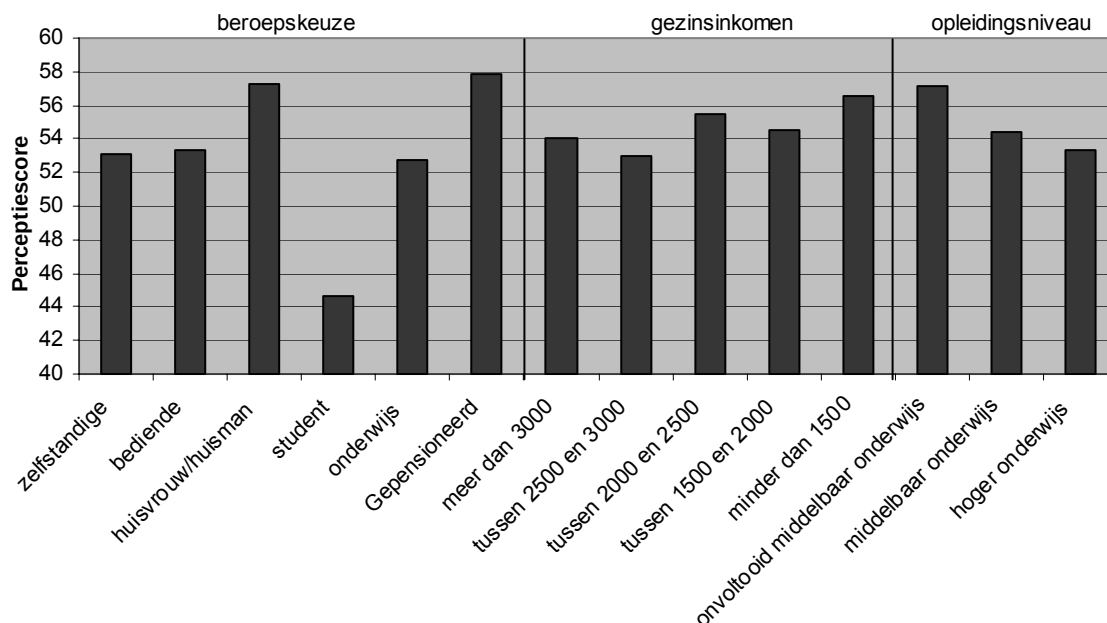
Bij de verschillende leeftijdscategorieën zijn wel enkele verschillen terug te vinden ( $p=0,000$ ). De 2 jongste leeftijdscategorieën hebben een beduidend lagere perceptiescore dan de 2 hoogste leeftijdscategorieën.

De perceptiescore lijkt ook te verschillen van provincie tot provincie. Zo hebben de inwoners van Oost-Vlaanderen een significant lagere score dan de inwoners van Limburg ( $p=0,035$ ), West-Vlaanderen ( $p=0,002$ ) en Antwerpen ( $p=0,000$ ). Ook in de provincie Vlaams-Brabant ligt de score lager dan in Antwerpen ( $p=0,019$ ).

De aanwezigheid van kinderen in een gezin lijkt ook een significante invloed uit te oefenen ( $p=0,000$ ) waarbij respondenten met kinderen een hogere score hebben dan respondenten zonder kinderen. De gezinsgrootte ( $p=0,034$ ) en de leeftijd van de kinderen ( $p=0,009$ ) speelt ook een significante rol voor de perceptie. Voor de gezinsgrootte stijgt de perceptiescore naarmate het gezin groter wordt en voor de leeftijd van de kinderen daalt de perceptiescore naarmate de kinderen jonger zijn.

De woonomgeving blijkt geen grote invloed te spelen op de perceptie aangezien het verschil tussen stad en platteland niet significant is ( $p=0,565$ ).





**Figuur 20.** Invloed van socio-economische karakteristieken op de perceptie van bio.

Tussen de verschillende beroepen zijn er ook verschillen qua perceptiescore ( $p=0,000$ ). Opnieuw zijn het de studenten die laag scoren in vergelijking met al de andere categorieën met  $p$ -waarden van 0,001 tot 0,000. De gepensioneerden scoorden beduidend hoger dan de respondenten uit het onderwijs ( $p=0,040$ ) en bedienden ( $p=0,007$ ).

Het gezinsinkomen heeft geen invloed op de perceptie van de respondenten omtrent de stellingen over biologische groenten ( $p=0,130$ ) en hetzelfde geldt voor het opleidingsniveau ( $p=0,066$ ). Bij deze laatste  $p$ -waarde kan best vermeld worden dat de gemiddelde score voor de respondenten die geen middelbaar onderwijs afmaakten hoger ligt dan de gemiddelden voor diegene die middelbare diploma's of hogere diploma's haalden.

### 3.1.2 Perceptie en de invloed van kennis

Bij het nagaan of er een verband bestaat tussen de perceptie van de respondenten omtrent een aantal aspecten van biologische groenten en hun kennis omtrent biologische landbouw blijkt dat er een significant verband bestaat tussen beiden. Een beter kennis leidt tot een meer positieve perceptie. De correlatiecoëfficiënt tussen kennis en perceptie is heel hoog en bedraagt 0,537 wat dus aangeeft dat een hoge kennisscore in hoge mate samen gaat met een hoge perceptiescore. Het informeren van mensen over de principes van de biologische landbouw beïnvloedt dus de perceptie op een positieve manier en zal wellicht ook leiden tot een hogere consumptie ervan.

Wanneer we kijken naar de totale groep blijkt dat de respondenten het gemiddeld meer eens zijn met de vermeende voordelen van biologische groenten en eerder oneens met de vermeende nadelen van biologische groenten. Waaruit kan besloten worden dat de consumenten de voordelen effectief kennen maar de nadelen veel minder.

De factoranalyse gaf ook het onderscheid aan tussen de voordelen en de nadelen. Bij de voordelen waren de hoogste ladingsscores voor gezondheid, minder contaminanten en biodiversiteit.

## 3.2 Houding

### 3.2.1 Houding versus consumptiegedrag

In een eerste gedeelte wordt de houding bekeken als het gevoel dat de consumenten hebben bij het eten van biologische groenten, is dit goed of slecht, prettig of onaangenaam, positief of negatief, ... . Dit wordt getoetst aan de hand van 6 vragen met bipolaire items op een 7-puntenschaal. Het gemiddelde van 5,41 geeft aan dat de algemene houding tegenover biologische groenten positief is.

Er blijkt een significant verband tussen houding en consumptiegedrag ( $p=0,000$ ). De respondenten met een minder positieve houding consumeren significant minder biologische groenten dan de respondenten met een positieve houding ( $p=0,000$ ) en respondenten met een heel positieve houding ( $p=0,000$ ). Ook het verschil tussen de 2 laatste groepen is significant ( $p=0,000$ ) waarbij de respondenten met een positieve houding minder biologisch consumeren dan respondenten met een heel positieve houding.

Het is ook interessant om de verschillen tussen de gebruikers van biologische producten en niet-gebruikers te onderzoeken. Hiervoor zijn alle gebruikersgroepen samengenomen en vergeleken met de non-users. Het verschil qua houding tussen beiden is significant ( $p=0,000$ ) waarbij de non-users duidelijk een minder positieve houding hebben dan de gebruikers van bio groenten.

**Tabel 37.** Verschillen qua houding tussen de verschillende gebruikersgroepen (in %).

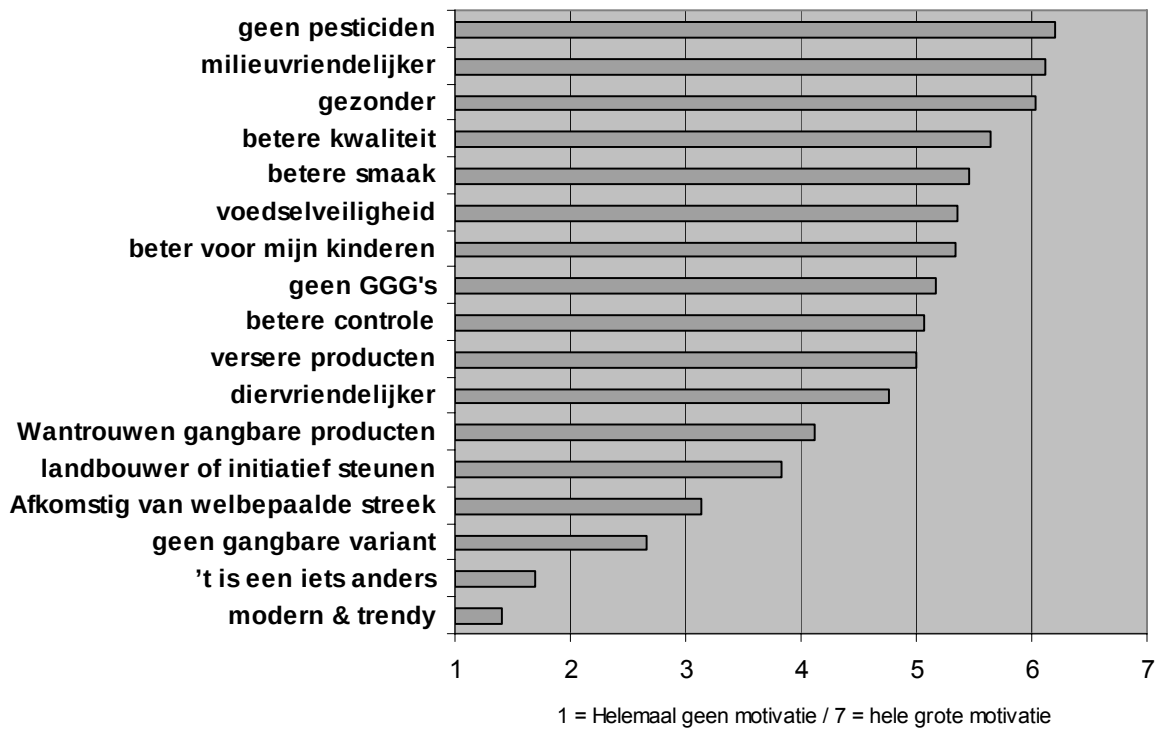
|                        | Non user | Light user | Medium user | Heavy user | Totaal |
|------------------------|----------|------------|-------------|------------|--------|
| Neutrale houding       | 68,1     | 37,2       | 14,9        | 4,2        | 21,9   |
| Positieve houding      | 27,6     | 54,8       | 61,8        | 39,2       | 52,2   |
| Heel positieve houding | 4,3      | 8,0        | 23,3        | 56,6       | 25,9   |

In de tabel hierboven zijn er duidelijke verschillen tussen de verschillende segmenten. Deze verschillen zijn ook allemaal significant volgens het kruistabelonderzoek (*Pearson Chi-square*) : non user – light user (0,002); non user – medium user (0,000); non user – heavy user (0,000); light user – medium user (0,000); light user – heavy user (0,000); medium user – heavy user (0,000).

## 3.3 Motivaties voor het consumeren van bio groenten

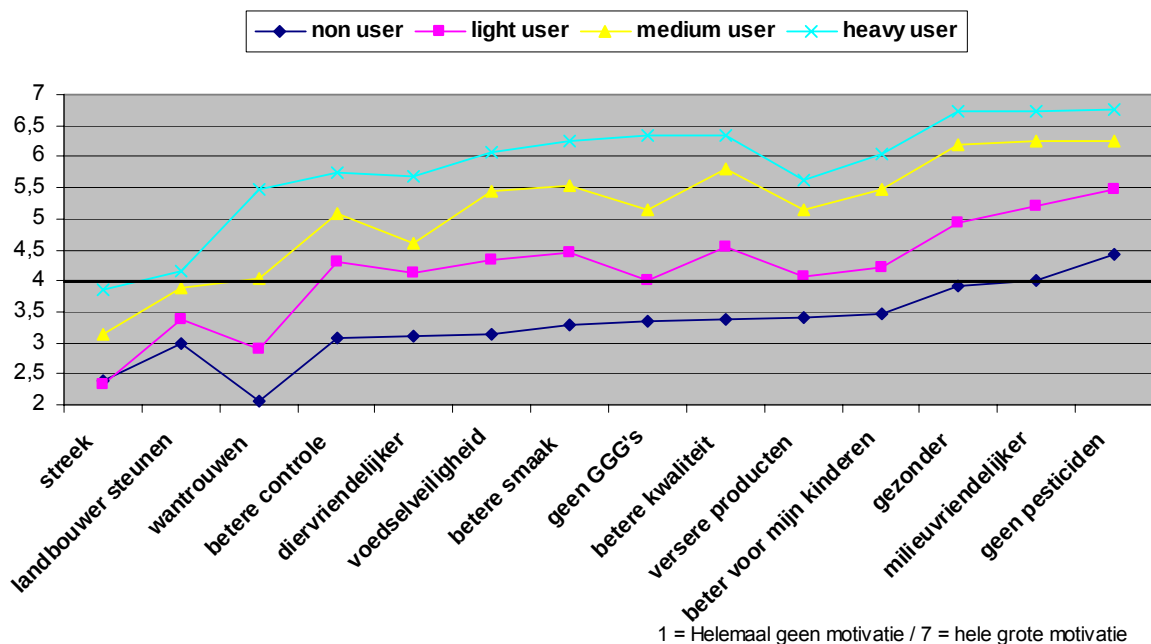
Om de aankoopmotivaties van de consument te achterhalen, hebben de respondenten 17 argumenten gescoord op een 7-punten schaal gaande van “helemaal niet belangrijk” tot “heel belangrijk” voor de aankoop.

De resultaten zijn terug te vinden in onderstaande figuur.



**Figuur 21.** Gemiddelde scores op de motivatievariabelen.

Vervolgens worden de verschillen tussen de gebruikersgroepen onderzocht om na te gaan wat voor de verschillende groepen de belangrijkste motivaties zijn. Dit gebeurt op basis van de ganse dataset. De voorstelling hiervan gebeurt grafisch op de volgende figuur.



**Figuur 22.** Verschillen in motivatiescores tussen de verschillende gebruikersgroepen.

De variabelen 'modern & trendy', 'iets anders' en 'geen gangbare variant' zijn uit de figuur weggelaten aangezien ze blijkbaar geen belangrijk aankoopmotief zijn. Voor alle vier de groepen hadden deze motieven ongeveer dezelfde score.

Globaal gezien lopen de verschillende curves gelijkmatig op. Maar quasi overal is de gemiddelde score van de “heavy users” beter dan die van de “medium users” die op zijn beurt beter is dan die van de “lights users en de “non users”.

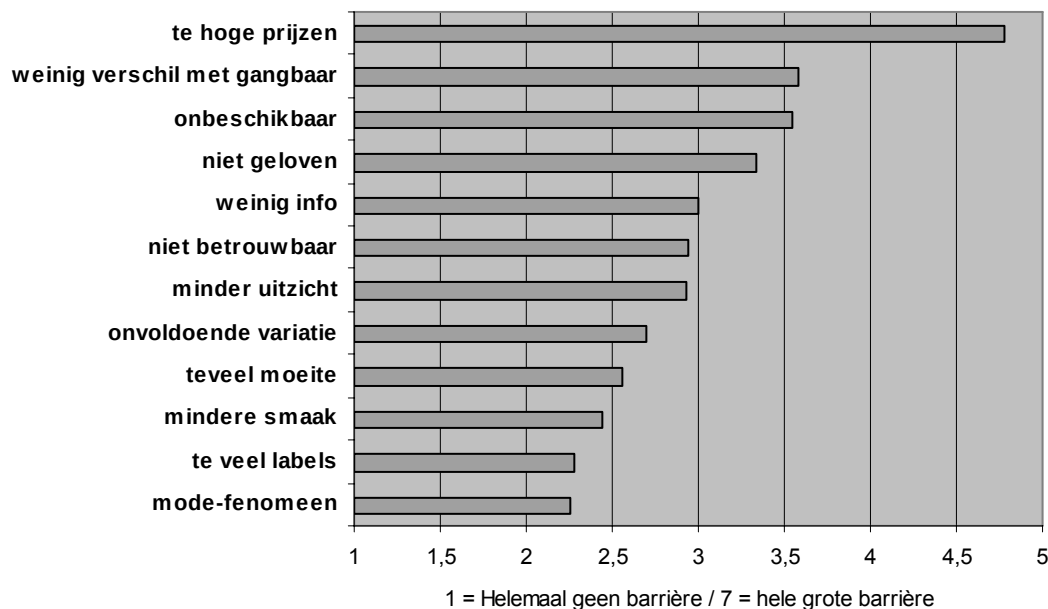
- Voor de vier gebruikersgroepen zijn de drie belangrijkste motivaties wel dezelfde, namelijk ‘geen gewasbeschermingsmiddelen’, ‘milieuvriendelijker’ en ‘gezonder’. Dit bevestigt opnieuw het belang van zowel het gezondheidsaspect als het milieuaspect van biologische groenten dat als positief door de consument gepercipieerd wordt. De variabele ‘gezonder’ wint aan belang in de hogere gebruikersklassen.
- Uit de Figuur blijkt dat het wantrouwen in gangbare producten relatief stijgt naarmate men in hogere gebruikersklassen terecht komt. Voor de non users haalt dit dan weer de laagste score.

### 3.3.1 Motivatie en kennis

Net zoals er een positieve correlatie was tussen perceptie en kennis blijkt er een positief verband tussen kennis en motivatie ( $r = 0,361$ ). Consumenten met een hogere kennis hebben doorgaans een hogere motivatie om biologische producten aan te kopen en omgekeerd. Via ANOVA-analyses blijkt ook dat het verschil tussen alle kennisgroepen significant is.

## 3.4 Drempels voor het consumeren van bio groenten

Analoog als bij het voorgaande deeltje ivm de aankoopmotivaties zijn aan de respondenten 12 argumenten voorgelegd om te scoren op een 7-puntenschaal in hoeverre dit argument een barrière was om bio groenten te kopen. De mogelijkheden gingen van 1 voor helemaal geen barrière tot 7 voor hele grote barrière. De resultaten zijn terug te vinden in de onderstaande figuur.

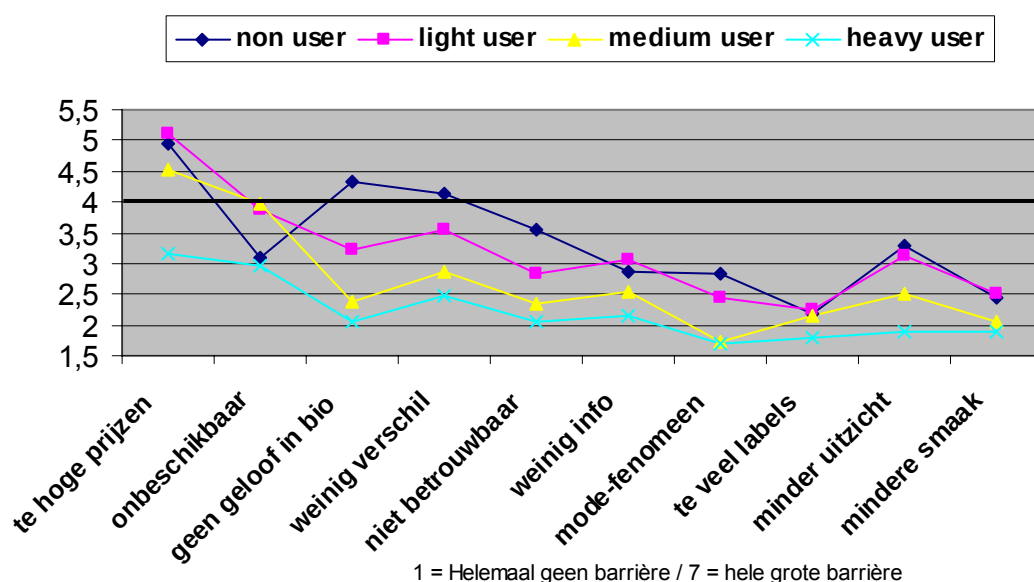


**Figuur 23:** Gemiddelde scores op de barrières.

Op gebied van de gemiddelde scores, komt “te hoge prijzen” (4,8) als veruit de belangrijkste barrière voor de consumptie van bio naar voor. Vervolgens volgen “weinig verschil met gangbaar” (3,6) en “onbeschikbaar” (3,5). Ook het gebrek aan geloof in bio is een barrière (3,3).

Wanneer we kijken naar het aantal mensen die een score van 4 of meer gaf aan een criterium blijkt dat meer dan de helft van de respondenten (54,5%) de prijzen van bio groenten te hoog vindt. Meer dan een derde van de respondenten (36,9%) beschouwde het gebrek aan beschikbaarheid van bio groenten als een belangrijke drempel. Bij één op vijf respondenten is ook het ongeloof in biologische landbouw een belangrijke drempel. Ook één op vijf geeft aan dat het zwakke verschil tussen bio en gangbare groenten een belangrijke barrière is om bio groenten te kopen.

In Figuur 6.16 hieronder is opnieuw een onderscheid gemaakt tussen de “non users”, de “light users”, de “medium users” en de “heavy users”. De gemiddelde scores op de barrières is voor elk van die vier groepen weergegeven.



**Figuur 24:** Verschillen in barrièrescores tussen de verschillende gebruikersgroepen.

#### “Belangrijkste drempels”

Het valt op dat zowel non-, light- en medium users de hoge prijzen de belangrijkste barrière vinden. De heavy users lijken geen probleem te hebben met die hoge prijzen.

Wat betreft “onbeschikbaarheid” geven zowel light als medium users een score ‘4’ wat aangeeft dat daar ook nog vooruitgang kan geboekt worden. Dat non users geen probleem ervaren met beschikbaarheid is logisch want zij zijn ook niet op zoek naar bio. Ook heavy users ervaren beschikbaarheid niet als een probleem. Dit heeft er wellicht ook mee te maken dat zij hun producten ook in belangrijke mate via andere kanalen bekomen (eigen tuin, biowinkel) dan bijvoorbeeld de light users (vooral via de supermarkt).

Wat betreft de andere criteria kunnen we stellen dat die voor de gebruikers van bio (zowel light, medium als heavy) gemiddeld geen grote drempels vormen.

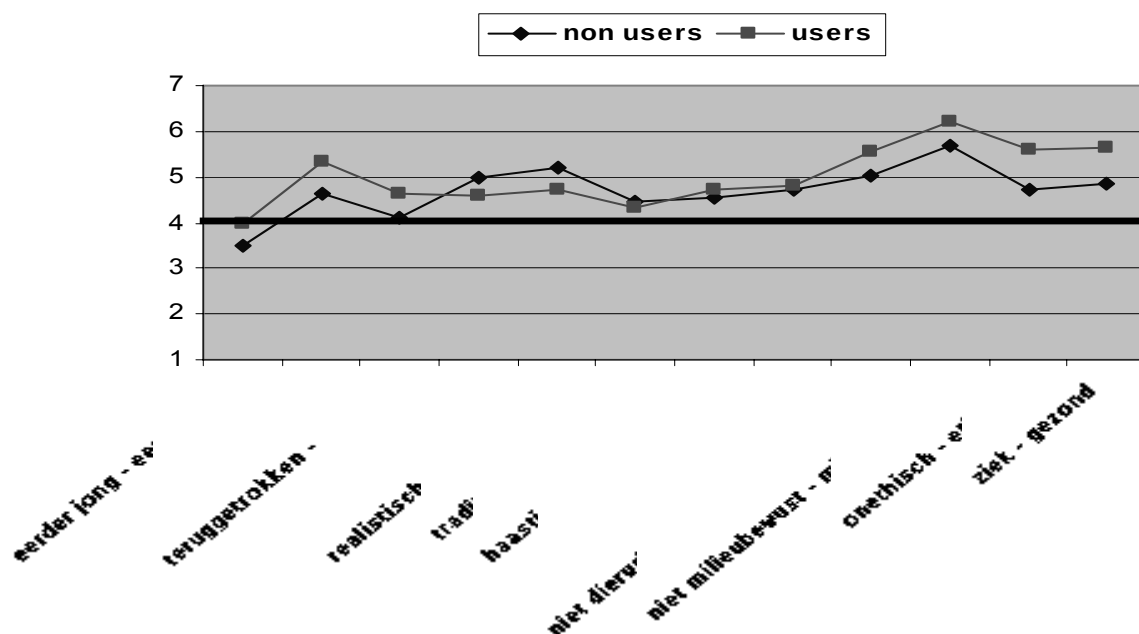
Bij de non users zijn “het ongeloof in bio” en het “weinig verschil” met de gangbare producten ook belangrijke drempels.

### 3.4.1 Besluit

Als conclusie kunnen we stellen dat vooral de “economische” variabelen: met ver bovenaan de “hoge prijzen” en vervolgens de “beschikbaarheid” de belangrijkste drempels vormen om de consumptie van bio producten verder te laten groeien. Daarna vormen een “gebrek aan geloof in bio” of “gebrek aan verschil” een drempel maar dit vooral voor de “non users”. Variabelen omtrent de sensorische of zichtbare eigenschappen van bio groenten worden door geen enkele groep als een belangrijke drempel ervaren.

## 4 Imago over de biologische consument

De bio wereld wordt soms gelinkt met een apart imago, sommigen spreken van een “groen imago”, anderen van ‘geitewollen sokken imago’. In de enquête is een vraag opgenomen die peilt naar de perceptie over de typische bio consument. Hiervoor is een 7-punten schaal met semantische differentiaal gebruikt. In de Figuur 6.24 worden de gemiddelden van de respondenten uitgezet, enerzijds die van de non-users van biologische producten (47 respondenten) en anderzijds die van de users (482 respondenten).



**Figuur 25:** De perceptie van een non user en een user over een biologische consument

De niet-gebruikers hebben een overwegend positief beeld over de bio consument. Op basis van onze resultaten blijkt dat zij vinden dat biologische consument gekenmerkt worden door volgende eigenschappen: jong, eerder kritisch en rijk, in lichte mate modern, levensgenieter, gecontroleerd, ethisch en gezond. De hoogste scores worden gegeven aan milieubewust, idealistisch en diervriendelijk.

De antwoorden van de bio consumenten liggen nooit ver van die van de non users, maar er zijn kleine nuances. De biologische consument vindt zichzelf vooral milieubewust, gezond, ethisch, kritisch en diervriendelijk. Bio consumenten vinden zich in vergelijking met de antwoorden van de niet-bio consumenten ouder, kritischer, socialer, diervriendelijker, milieubewuster en gezonder. Ze vinden zichzelf minder rijk en minder idealistisch dan de niet-biologische consumenten hen zien.

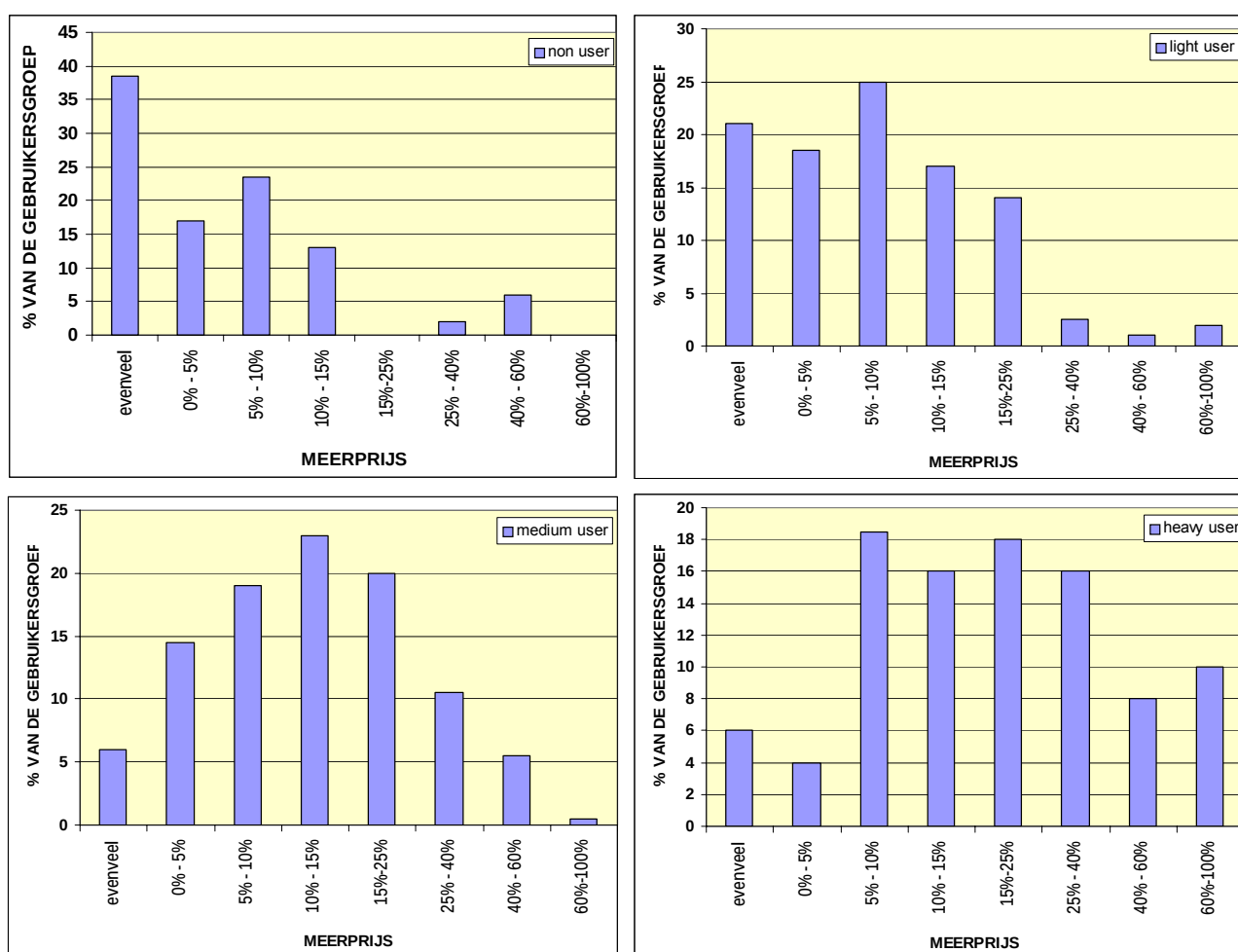
## 5 Willingness-to-pay

### 5.1 Willingness-to-pay per gebruikersgroep

In de enquête is ook gevraagd naar de bereidheid om een meerprijs te betalen voor bio groenten.

In de volgende figuur en tabel is per gebruikersgroep een verdeling gemaakt volgens de bereidheid om een bepaald percentage extra te betalen voor bio groenten.

Het blijkt dat non users en light user significant minder willen betalen voor biologische groenten dan medium en heavy users ( $p=0,000$  voor de Pearson Chi-square).



Figuur 26: Percentage van de gebruikersgroepen bereid om meer te betalen voor bio groenten

**Tabel 38. Percentage van de gebruikersgroepen bereid om meer te betalen voor bio groenten**

|             | evenveel | 0% - 5% | 5% - 10% | 10% - 15% | 15%-25% | 25% - 40% | 40% - 60% | 60%-100% |
|-------------|----------|---------|----------|-----------|---------|-----------|-----------|----------|
| non user    | 38,5     | 17      | 23,5     | 13        | 0       | 2         | 6         | 0        |
| light user  | 21       | 18,5    | 25       | 17        | 14      | 2,5       | 1         | 2        |
| medium user | 6        | 14,5    | 19       | 23        | 20      | 10,5      | 5,5       | 0,5      |
| heavy user  | 6        | 4       | 18,5     | 16        | 18      | 16        | 8         | 10       |

“non users” – Van de non-users blijkt 38,5% helemaal niets meer te willen betalen voor bio groenten. 45% van de non-users is bereid om meer dan 5% extra te betalen voor bio. 21% van de non-users is bereid om meer dan 10% extra te betalen voor bio groenten.

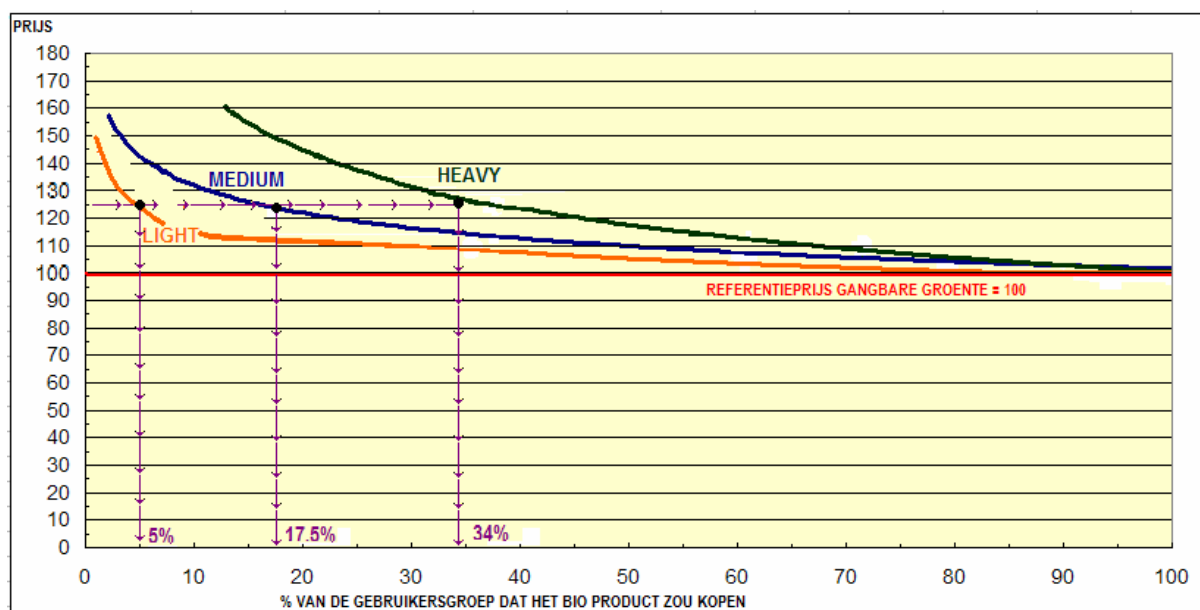
“light users” – Van de light users wil er 20% niets extra betalen voor bio groenten. 60% van de light users is bereid om meer dan 5% extra te betalen voor bio groenten. 36% is bereid om meer dan 10% extra te betalen voor bio groenten. 18,5% van de light users is bereid om meer dan 15% meer te betalen voor bio groenten en 5% is bereid om meer dan 25 % extra te betalen voor bio groenten.

“medium en heavy users” – Van de medium en heavy users wil 5% niet meer betalen voor bio groenten. (Wellicht zijn dit gebruikers die “bio” groenten vooral uit de eigen tuin halen). 80% van de medium users en 90% van de heavy users zijn bereid om meer dan 5% extra te betalen voor bio groenten. 61% van de medium users en 72% van de heavy users zijn bereid om meer dan 10% extra te betalen voor bio groenten. 37,5% van de medium users en 55% van de heavy users is bereid om meer dan 15% extra te betalen voor bio groenten. 17 % van de medium users en 34% van de heavy users is bereid om meer dan 25% extra te betalen voor bio groenten. 7% van de medium users en 21,5% van de heavy users is nog bereid om meer dan 40% extra te betalen voor bio groenten. 1,5% van de medium users en 13,5% van de heavy users is bereid om meer dan 60% extra te betalen voor bio groenten.

Op basis van bovenstaande gegevens is het mogelijk om voor de verschillende gebruikersgroepen een vraagfunctie te schatten voor bio groenten in vergelijking met een referentieprijis voor gangbare groenten. Deze geschatte vraagfuncties zijn weergegeven in onderstaande figuur.



**Figuur 27: Vraagfunctie ivm bio groenten in relatie tot gangbare prijzen per gebruikersgroep**



Op basis van deze vraagfuncties kan bijvoorbeeld ingeschat worden dat bij een meerprijs van 25% nog 5% van de light users, 17,5% van de medium users en 34% van de heavy users bio groenten zullen kopen, althans volgens hun bewering.

## 5.2 Raming van de vraagfunctie voor bio groenten voor de hele Vlaamse populatie

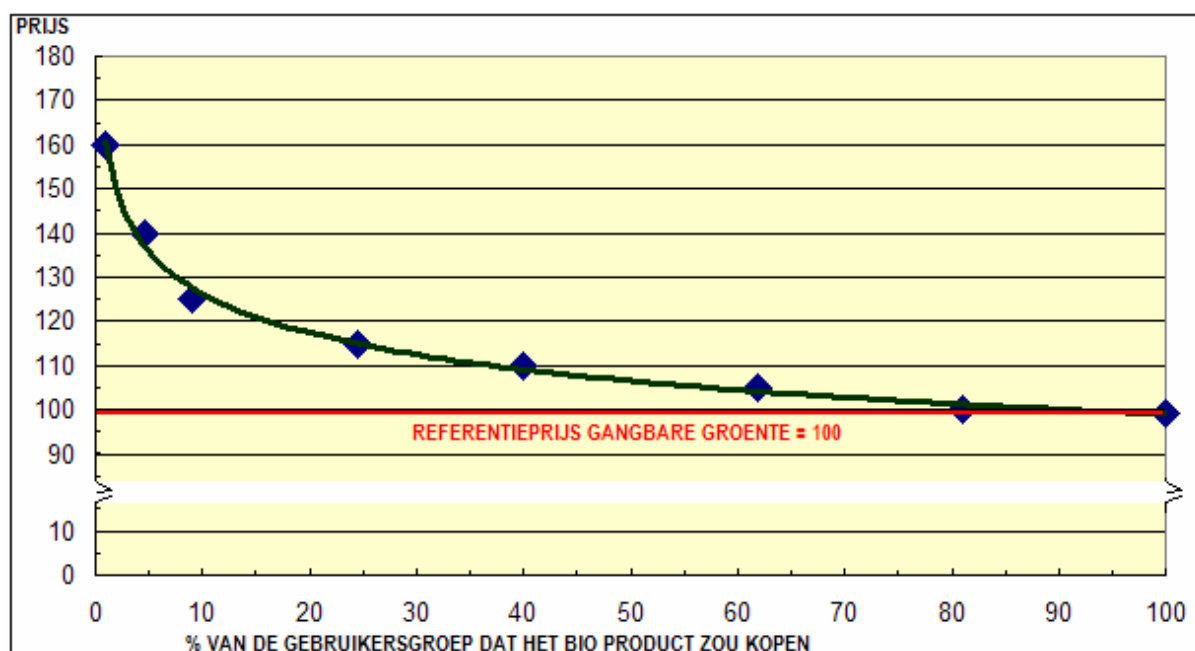
We veronderstellen dat de groep van 263 respondenten die niet tot Velt behoren een vrij goede weergave geven van de hele Vlaamse populatie. Voor deze groep hebben we dezelfde oefening gemaakt. De resultaten voor deze groep zijn weergegeven in onderstaande tabel.

Het blijkt dat 19% van deze populatie niet bereid is om meer te betalen voor bio groenten. 62% van deze populatie geeft aan bereid te zijn om meer dan 5% extra te betalen voor bio groenten. 40% geeft aan bereid te zijn om meer dan 10% extra te betalen voor bio groenten. 24 % is bereid om meer dan 15% meer te betalen voor bio groenten. 9% is bereid om meer dan 25% extra te betalen voor bio groenten. 5% is bereid om meer dan 40% extra te betalen voor bio groenten en slechts 1% is bereid om meer dan 60% extra te betalen voor bio groenten.

**Tabel 39: Bereidheid om meer te betalen – benadering voor de VLAAMSE populatie**

|                          | %  | Cumulatief % | 100 - cumul. % |
|--------------------------|----|--------------|----------------|
| minder dan voor gangbaar | 1  | 1            | 100            |
| evenveel                 | 18 | 19           | 99             |
| 0% - 5%                  | 19 | 38           | 81             |
| 5% - 10%                 | 22 | 60           | 62             |
| 10% - 15%                | 16 | 76           | 40             |
| 15% - 25%                | 15 | 91           | 24             |
| 25% - 40%                | 5  | 95           | 9              |
| 40% - 60%                | 3  | 99           | 5              |
| 60% - 100%               | 1  | 100          | 1              |

**Figuur 28: Benadering van de vraagfunctie naar bio groente voor de Vlaamse consumenten populatie**



### 5.3 Willingness to Pay en correlatie met kennis, houding, perceptie, barrières en motivatie

De verbanden tussen enerzijds willingness-to-pay en anderzijds kennis, houding, perceptie, barrières en motivatie zijn telkens significant waarbij een betere kennis, houding, perceptie, motivatie ten opzichte van bio groenten leidt tot een grotere bereidheid om een prijspremie te betalen. In Tabel 39 zijn de correlatiecoëfficiënten met bijhorende p-waarde weergegeven.

Er zijn ook een aantal interessante links met socio-demografische kenmerken onderzocht. Hieruit blijkt dat de volgende socio-demografische factoren maken dat men significant meer wil betalen voor bio groenten: (1) een hogere inkomensklassen ( $p=0,003$  als waarde voor de Pearson Chi-square); (2) een oudere leeftijdscategorieën ( $p=0,002$ ) en (3) het hebben van kinderen ( $p=0,056$ ).

**Tabel 40. Correlatiecoëfficiënten**

|            | Meerprijs  |             |
|------------|------------|-------------|
|            | correlatie | significant |
| Kennis     | 0,270      | 0,000       |
| Houding    | 0,331      | 0,000       |
| Perceptie  | 0,400      | 0,000       |
| Barrières  | -0,342     | 0,000       |
| Motivaties | 0,354      | 0,000       |

## 6 Het keuze-experiment

De enquête opgesteld voor consumenten bevat naast ‘klassieke’ vragen, een keuze-experiment (choice experiment).

### 6.1 Doelstelling

Met dit luik in onze enquête trachten we de houding van de consument na te gaan tegenover de productkenmerken van bio- en gangbare producten en de communicatie hier rond, via een economische evaluatietechniek gebaseerd op de stated preference methodologie, het keuze experiment. Met dit keuze-experiment beogen we het inschatten van de consumentenvoorkeur en van de ‘willingness to pay’ (WTP) voor bepaalde productkenmerken. Concreet stelt het experiment ons in staat om:

1. in te schatten welke attributen (en niveau's ervan) voor de consument doorslaggevend zijn in z'n keuzeproces en in welke mate;
2. na te gaan of er verschillen in deze voorkeuren bestaan tussen de verschillende consumententypes (die o.b.v. de rest van de enquête worden opgesteld);
3. de link te leggen tussen (een deel van) de objectieve wetenschappelijke feiten (rond nitraatuitspoeling, biodiversiteit, gezondheid en voedselveiligheid) en de subjectieve consumentenvoorkeuren. Vandaar ook de keuze voor deze attributen in het experiment;
4. de resultaten zullen verder als ondersteuning kunnen gebruikt worden bij het al dan niet voorstellen van een communicatiestrategie rond deze product- (of proces)-kenmerken.
5. vergelijken van de werkelijke meerprijs en de betalingsbereidheid van de verschillende consumententypes.

### 6.2 Wat is een keuze-experiment

Keuze-experimenten kunnen gebruikt worden om de respons van een individu te meten tegenover veranderingen in de attributen (kenmerken) van een scenario (een product). Deze techniek laat onderzoekers toe het geheel, hier het bio of gangbaar product, op te delen in de belangrijkste attributen en de voorkeuren te bepalen binnen deze groep van attributen. De gebruikswaarde van een attribuut (productkenmerk) ervaren door een individu kan bepaald worden door de afwegingen te onderzoeken die men maakt gedurende een keuzebepaling (Garrod & Willis, 1999).

We hebben bij het opstellen van het choice-experiment gebruik gemaakt van profielen die, in dit geval, het bio of gangbaar product beschrijven. Elk profiel is opgebouwd uit 6 attributen: het merk, de hoeveelheid nitraatverliezen en de hoeveelheid zeldzame vogelsoorten op de productieplaats, de hoeveelheid residuen en  $\beta$ -caroteen en de prijs. Deze attributen hebben elk verschillende niveaus (voor ieder productkenmerk zijn er verschillende mogelijkheden). Zo heeft het attribuut  $\beta$ -caroteen in het experiment 4 niveau's: de helft van de ADH (aanbevolen dagelijkse hoeveelheid), de ADH, anderhalf keer de ADH en tweemaal de ADH. Profielen verschillen onderling door een verschillende combinatie van de niveau's van de individuele attributen. De respondent wordt gevraagd een keuze te maken tussen de getoonde profielen. De attributen en de bijhorende niveau's (zie ook de enquête zelf) zijn vereenvoudigd zodat ze bevattelijker worden voor de niet-geïnformeerde consument. Hierbij is tevens getracht de link met de objectieve wetenschappelijke feiten niet te verliezen.

Het aantal keuzecombinaties dat mogelijk is met al deze productkenmerken, is zeer groot ( $L^{MA}$  of  $4^{3 \times 4}$  of 16777216 mogelijkheden). Daarom werd een gereduceerde lijst van profielen geconstrueerd die enerzijds handelbaar blijft en anderzijds toelaat om de parameters bij ieder kenmerk onafhankelijk te schatten. Daartoe hebben we 64 verschillende sets gebruikt (iedere set bestaande uit de 3 keuzes met telkens andere attributniveaus). Per respondent werden 4 keuzeprofielen voorgelegd, op die manier verkregen we 2088 observaties.

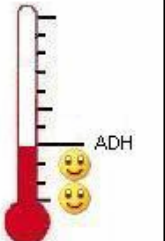
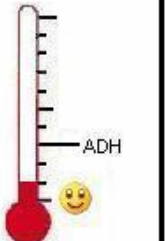
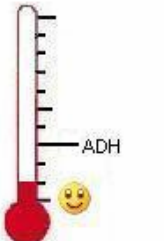
### 6.3 Voorbeeld van een keuzeset

Fig. 29 geeft een voorbeeld van een keuzeset zoals voorgelegd aan de respondenten in de enquête. Iedere respondent werd hierbij gevraagd die keuzecombinatie te omcirkelen die het best met z'n eigen voorkeur overeenkwam. Hiertoe diende de respondent de verschillende kenmerken van elke keuzemogelijkheid (een wortelmerk) zowel tegen elkaar als tegen de kenmerken van de andere keuzemogelijkheden (de andere wortelmerken) af te wegen. In een begeleidende tekst (zie de enquête in bijlage) werden de verschillende keuzekenmerken toegelicht.

De linkerkeuze bijvoorbeeld dient als volgt te worden gelezen: het gaat om een wortel van biologische oorsprong, gekweekt op een veld waarbij de nitraatverliezen naar het grondwater slechts de helft van het wettelijk toegelaten maximum bedragen en waar er slechts één zeldzame vogelsoort voorkomt. Verder bevat de biowortel een hoge dosis residuen (7/10 van de wettelijk toegelaten norm) en de dagelijks aanbevolen hoeveelheid Bèta-caroteen (Provitamine A). De prijs bedraagt 1,75€ per kilo.

Deze biowortel wordt vergeleken met een wortel van een A- (midden-) en een B-merk (rechterzijde), met gelijkaardige kenmerken. De kenmerken van de B-merk wortel blijven constant, die van de Bio- en A-merk wortel wijzigen overheen de 64 verschillende keuzesets.

Keuzeset 2 a

| <b>Wortel BIO</b>                                                                                                                     | <b>Wortel merk A</b>                                                                                                                  | <b>Wortel merk B</b>                                                                                                                |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Nitraat-verliezen <b>1/2 van wettelijk max</b><br> | Nitraat-verliezen <b>1/4 van wettelijk max</b><br> | Nitraat-verliezen <b>wettelijk maximum</b><br> |
| Zeldzame soorten                                   | Zeldzame soorten                                   | Zeldzame soorten                                                                                                                    |
| Residuen  wettelijk toegelaten norm                | Residuen  wettelijk toegelaten norm                | Residuen  wettelijk toegelaten norm            |
| Bèta-caroteen  ADH                                 | Bèta-caroteen  ADH                                 | Bèta-caroteen  ADH                             |
| prijs <b>1,75€</b>                                                                                                                    | prijs <b>1,25€</b>                                                                                                                    | prijs <b>1,00€</b>                                                                                                                  |

U kiest (omcirkel)? BIO

Merk A

Merk B

Figuur 29. Voorbeeld van een keuzeset

## 6.4 Waarom deze techniek?

Voor het bepalen van de waarde van niet-markt goederen zijn er twee methodes uitgewerkt. De eerste methode, *revealed preference methods*, heeft als voordeel gebaseerd te zijn op het werkelijk marktgedrag maar heeft twee belangrijke nadelen, (1) het meet enkel de gebruikswaarde van de goederen, terwijl de totale economische waarde ook niet-gebruikswaarden omvat (bijvoorbeeld, externaliteiten zoals milieuvriendelijkheid) en (2) deze methode is gebaseerd op huidig beschikbare informatie en hierdoor niet bruikbaar voor een ex-ante beleidsanalyse (Garrod & Willis, 1999).

De tweede methode, *stated preference methods*, maakt gebruik van hypothetische markten voor het schatten van niet-markt goederen, wat wel ex-ante beleidsanalyses toelaat. Binnen de *stated preference methods* heb je 2 methoden:

(1) de *contingent valuation method* (CVM) waarin op een directe manier een schatting wordt gemaakt van individuele voorkeuren voor een goed of dienst in zijn geheel (Mitchell & Carson, 1989). De resultaten bekomen van CVM bleken significant hoger te zijn dan deze bekomen bij open vragen naar de *willingness to pay* (WTP) (Blamey et al., 1999) of bij Choice Preference experiments.

(2) *choice modelling* waar 3 varianten toe behoren: *Contingent rating*, *contingent ranking* en *choice-experiment*.

Hensher et al. (1999) vond dat *contingent ranking* en *contingent rating* een gedrag uitlokken dat niet terug te vinden is in het consumentengedrag in echte markten en dat beide varianten bijgevolg geen theoretische of empirische link hebben met economische keuzes. Louviere & Woodworth (1983) oordelen dat het keuze-experiment, omwille van het nabootsen van echte marktsituaties, een meer betrouwbare voorspelling geeft van de werkelijke keuzes.

Hanley et al. (1998) geeft aan dat het keuze-experiment 4 informatiefacetten kan weergeven van niet-markt waarden die gebruikt kunnen worden in een beleidscontext:

- welke attributen significante indicatoren zijn van de gegeven waarde van niet-markt goederen;
- de rangschikking in belangrijkheid van de attributen;
- de waarde verkregen door meer dan één attribuut te veranderen;
- de totale economische waarde van een goed of beleid.

## 6.5 Wetenschappelijke onderbouw

Het keuze-experiment vertrekt van de idee dat een respondent uit een set van verschillende alternatieven het alternatief kiest dat hem/haar het hoogste nut oplevert. De nutsfunctie van de respondent kan verder ontbonden worden in een deterministisch en een stochastisch gedeelte, het eerste bestaande uit waarneembare factoren (namelijk de productkenmerken voorgelegd aan de respondent), het tweede onzichtbaar voor de onderzoeker (en eigen aan de respondent). Voor dit stochastische gedeelte wordt een distributie verondersteld (normaal de extreme value type 1 distributie, Louvière et al., 2000). Verder wordt verondersteld dat de parameters van het deterministische deel lineair additief zijn. Op die manier bekomt men het basismodel in keuze-experimenten, het Multinomiaal Logit model. Voor iedere van de deterministische parameters wordt een coëfficiënt geschat die aangeeft in hoeverre dit criterium bijgedragen heeft tot de keuze voor een bepaald alternatief, aan de hand van een maximum likelihood procedure. Voor een meer technische onderbouwing verwijzen we naar Hensher et al. (2005).

## 6.6 De niveaus van de productkenmerken

Ieder productkenmerk (bv. aanwezigheid van residuen, prijs, nitraatverliezen,...) heeft een aantal niveaus in ons experiment. Om de niveaus te kiezen moest met volgende technische voorwaarden rekening worden gehouden: per kenmerk 4 niveaus, op gelijke afstand van elkaar, en de objectieve waarde omvattend, zodat kan nagegaan worden of de preferentie lineair of niet lineair verandert en terugkoppeling mogelijk wordt met de objectieve resultaten.

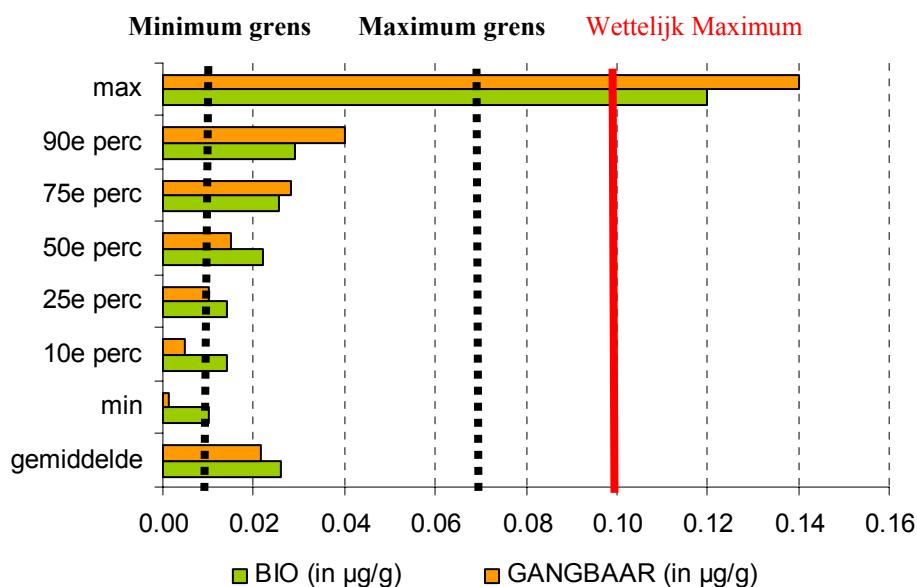
**Tabel 41. Product(ie)kenmerken met bijhorende niveaus in het keuze-experiment**

| Kenmerk                                 | Niveau 1                | Niveau 2                            | Niveau 3                            | Niveau 4                            |
|-----------------------------------------|-------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| Prijs                                   | 1€                      | 1,25€                               | 1,50€                               | 1,75€                               |
| Nitraatuitloging rond productieplaats   | Wettelijke limiet       | $\frac{3}{4}$ van wettelijke limiet | $\frac{1}{2}$ van wettelijke limiet | $\frac{1}{4}$ van wettelijke limiet |
| Biodiversiteit rond productieplaats     | 3 zeldzame vogelsoorten | 2 zeldzame vogelsoorten             | 1 zeldzame vogelsoort               | 0 zeldzame vogelsoorten             |
| Residugehalte (% van wettelijk maximum) | 10%                     | 30%                                 | 50%                                 | 70%                                 |
| Vitaminegehalte                         | $\frac{1}{2}$ ADH       | ADH                                 | 1,5x ADH                            | 2x ADH                              |
| Merksnaam                               | BIO                     | A                                   | B                                   |                                     |

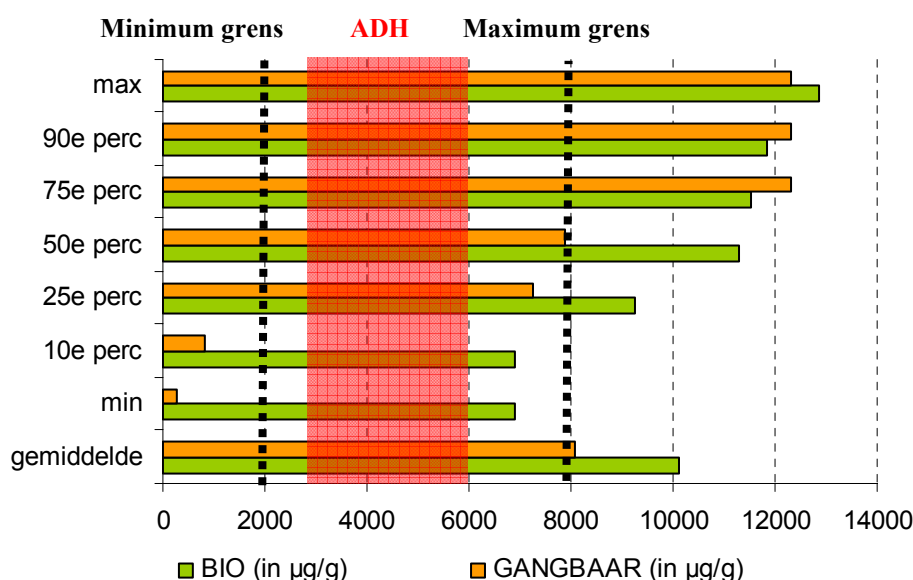
In de meta-analyse rond **Nitraatverliezen** (zie Deel 3.2) varieert de nitraatuitloging naar het grondwater tussen 0 en 152 mg N/l (outlier). De wettelijk toegelaten limiet bedraagt 50 mg N/l (EU directive 1991). Binnen het keuze-experiment werden dan ook de volgende grenzen gekozen: ondergrens 12,5 mg N/l en bovengrens de wettelijke limiet (50 mg N/l).

Gegeven het doelpubliek en de complexiteit van het begrip **Biodiversiteit** hebben we zeldzame vogelsoorten in landbouwgebied als proxy genomen. Van de 40 Rode Lijstsoorten zijn er 10 gebonden aan biotopen van het landbouwgebied (Platteau et al., 2005). Van deze 10 gingen er 5 sinds 1990 met meer dan 50% achteruit. De ondergrens voor deze proxy werd op 0 zeldzame vogelsoorten rond de productieplaats gelegd, de bovengrens op 3 zeldzame soorten.

De meta-analyse uitgevoerd rond voedselkwaliteit en voedselveiligheid leverde de ‘objectieve’ grenzen aan voor de kenmerken residuen en Bèta-caroteen in de wortel. Figuur 30 geeft aan hoe de grenzen voor het kenmerk **Residu** werden bepaald. De grenzen (0,1 mg Cd/kg wortel – 0,7 mg Cd/kg wortel) werden zo gekozen dat het 10<sup>e</sup> en 90<sup>e</sup> percentiel omvat werden. De exacte Aanbevolen Dagelijkse Hoeveelheid (ADH) van het provitamine **Bèta-caroteen** is nog niet met zekerheid bepaald, men stelt daarom een waarde tussen de 3000 en 6000 µg per dag voor (zie Deel 4 en IOM, 2001). Een gemiddelde portie wortelen weegt ongeveer 85 g (zie Deel 4 en HGR, 2005). In het keuze-experiment gingen we voor de eenvoud uit van een ADH van 4000 µg/dag. De grenzen uit het keuze-experiment (ondergrens  $\frac{1}{2}$  van de ADH en bovengrens 2x de ADH) zijn van eenzelfde grootteorde als de werkelijke niveaus van Bèta-caroteen in bio en gangbare wortelen (zie figuur 31).



**Figuur 30. Aanwezigheid van Cadmium (Cd, in µg/g) in bio- en conventionele wortelen en minimum en maximum grenzen voor het kenmerk ‘aanwezigheid van residuen’ in het keuze-experiment o.b.v. literatuurbronnen in deel 4**



**Figuur 31. Aanwezigheid van Bèta-caroteen (Provitamine A, in µg/portie) in bio- en conventionele wortelen o.b.v. literatuurbronnen in Deel 4 en minimum en maximum grenzen voor het kenmerk ‘aanwezigheid van Bèta-caroteen’ in het keuze-experiment. De ADH, uitgedrukt in µg/dag, bevindt zich tussen 3000 en 6000 µg (zie ook IOM, 2001).**

## 6.7 Resultaten

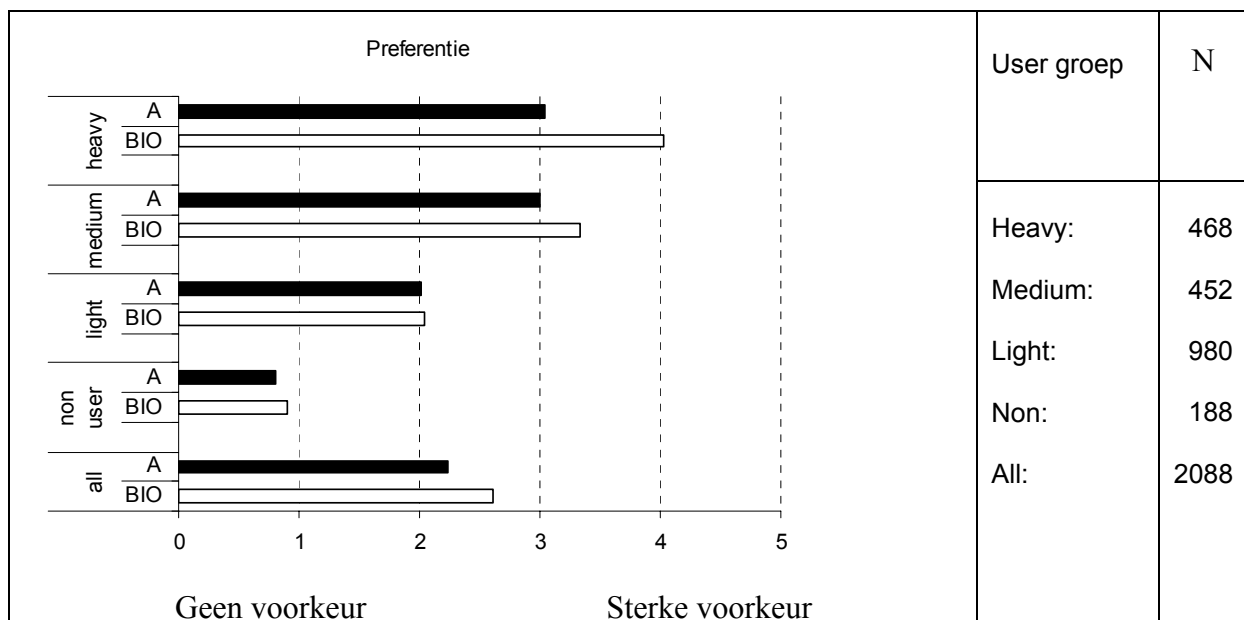
In lijn met de rest van dit hoofdstuk rond perceptie wordt ook hier de opsplitsing gemaakt tussen non, light, medium en heavy users, volgens de criteria aangegeven in Tabel 36 op pagina 145. Dit luik resultaten is rond de volgende onderzoeksvragen gestructureerd:

- Wat is de waarde van het ‘merk’ bio voor de verschillende groepen?
- Hebben deze groepen een verschillend keuzeprofiel?
- Welke criteria (i.e. productkenmerken) wegen meer/minder door bij de verschillende groepen

- Wat is de betalingsbereidheid van de verschillende groepen voor de producten (Bio, A-merk) en de product(ie)kenmerken (biodiversiteit, residuen,...)?

### 6.7.1 Merkgevoeligheid

De user groepen zijn ingedeeld op basis van het aandeel bio in hun voedingspakket. Het keuzepreferentie-experiment zou de rangorde moeten bevestigen. Het eerste basismodel dat we kunnen schatten gaat na in welke mate de user groepen bio prefereren boven het A- en het B-merk. Hiertoe werd het B-merk als referentie genomen en werden modellen met enkel constanten geschat. Al de geschatte modellen zijn significant (i.e. ze verklaren het keuzeproces beter dan een model zonder coëfficiënten), alsook de geschatte coëfficiënten. Zoals blijkt uit Fig. 32 neemt het verschil met het B-merk toe van non naar heavy user. Non en light users hebben geen voorkeur tussen A-merkproducten en BIO producten. De light users zijn wel al meer dan dubbel zo ‘merkgevoelig’ als de non users. Bij medium en heavy users merken we een duidelijke voorkeur voor het merk ‘Bio’ t.ov. het A-merk (en zeker ten opzichte van het B-merk).



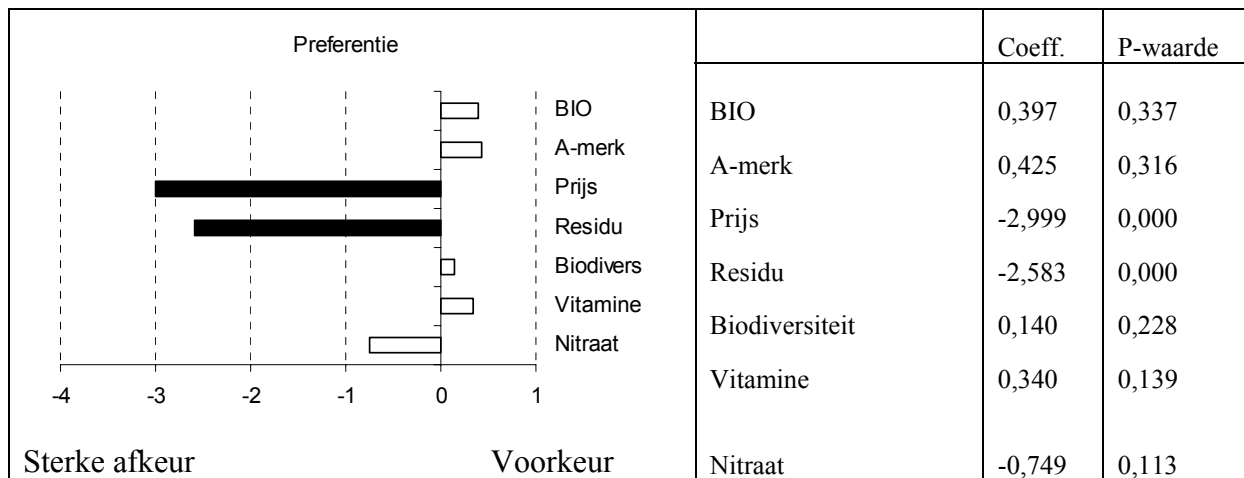
**Figuur 32. Voorkeur van de verschillende usersgroepen voor Bio en A-merkproducten**

### 6.7.2 Het beslissingsproces van de Non-user

Voorgaande modellen gingen enkel na of de merknaam (BIO of A-merk versus B-merk) het keuzegedrag van de respondenten bepaalde. Door de andere productkenmerken mee in rekening te nemen verbeterde de modelfit significant (zie details in bijlage). Er werd hierbij verondersteld dat de respondent de nieuwe productkenmerken onafhankelijk van de merknaam beoordeelt. Dit betekent bijvoorbeeld dat de aanwezigheid van een bepaalde hoeveelheid residuen even zwaar doorweegt bij een bio-product als bij een A-merk. Technisch houdt dit in dat per productkenmerk voor de drie wortelmerken samen één coëfficiënt werd geschat. Voor dit luik is het verder niet relevant welke waarde de coëfficiënt heeft, enkel het teken en de significantie zijn van belang. In het luik betalingsbereidheid



zullen we meer concreet ingaan op de waarde die de respondenten toekennen aan de productkenmerken.

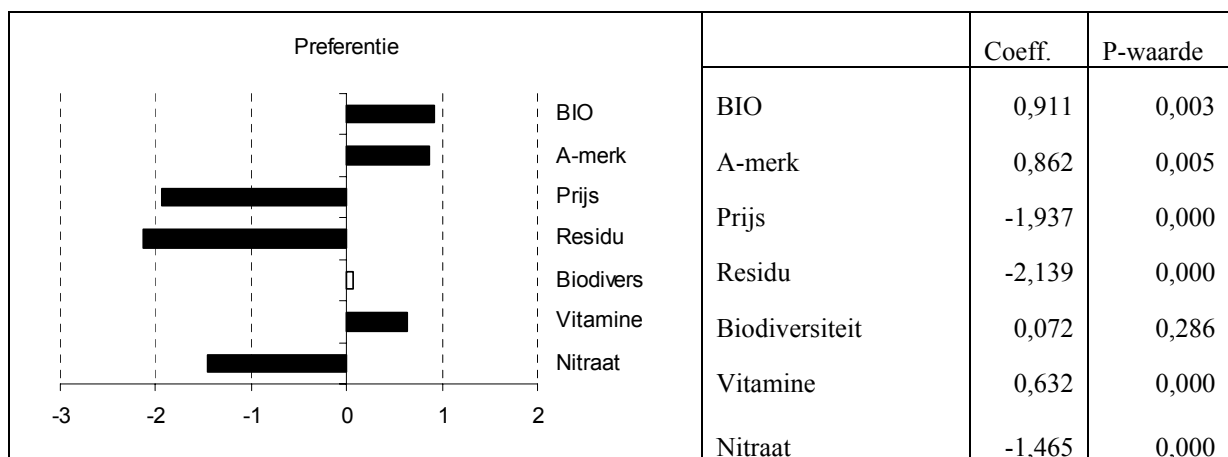


**Figuur 33. Preferentieprofiel van non users**

Het model voor de non users werd geschat o.b.v. 188 observaties, enige terughoudendheid bij de interpretatie is daarom aangewezen. Slechts twee kenmerken bepalen het keuzegedrag van de non user, de prijs en de aanwezigheid van residuen. De merknaam is niet van belang, net zo min als de overige kenmerken. Voor een eenheidsstijging van de prijs (1€ → 2€) daalt het nut van de respondent met 2,99 eenheden. Voor een stijging van de hoeveelheid residuen met één eenheid (1µg/g wortelen), daalt het nut met 2,5 eenheden. Verder in de tekst gaan we na wat dit betekent voor de betalingsbereidheid van de non user.

### 6.7.3 Het beslissingsproces van de light user

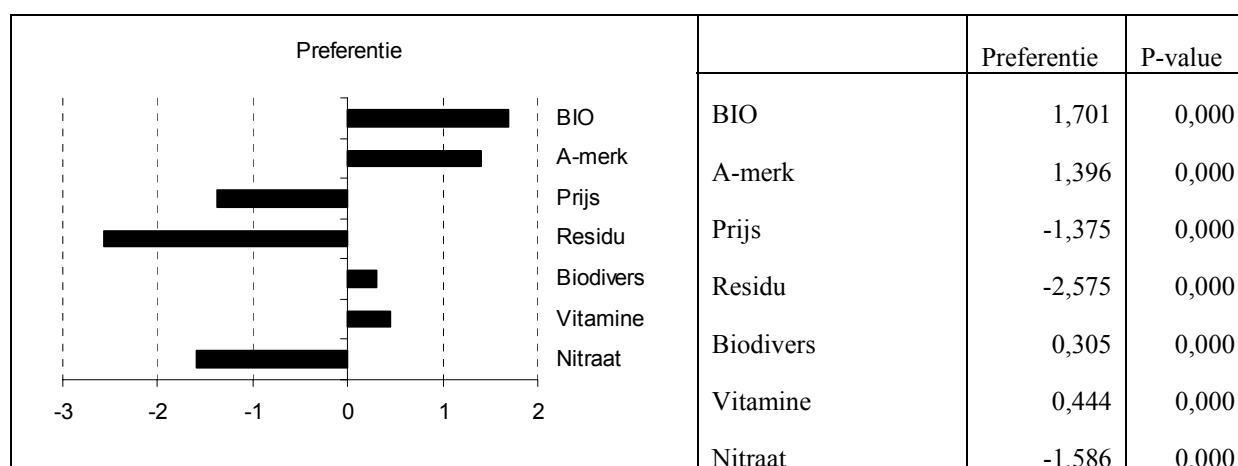
Zowel de veranderingen in de prijs als veranderingen in het residugehalte resulteren in een minder sterke reactie bij de light user respondent dan bij de non user groep. Het blijven echter wel de belangrijkste beslissingsvariabelen. De light user houdt ook rekening met alle variabelen die een directe link met de persoonlijke gezondheid vertonen. Mogelijke, met milieu gerelateerde, verschillen in biodiversiteit worden door de light user niet meegenomen bij de beoordeling van de wortelmerken. De merknamen (Bio en A) hebben een positieve, én even grote invloed.



**Figuur 34. Preferentieprofiel van de light users**

### 6.7.4 Het beslissingsproces van de medium user

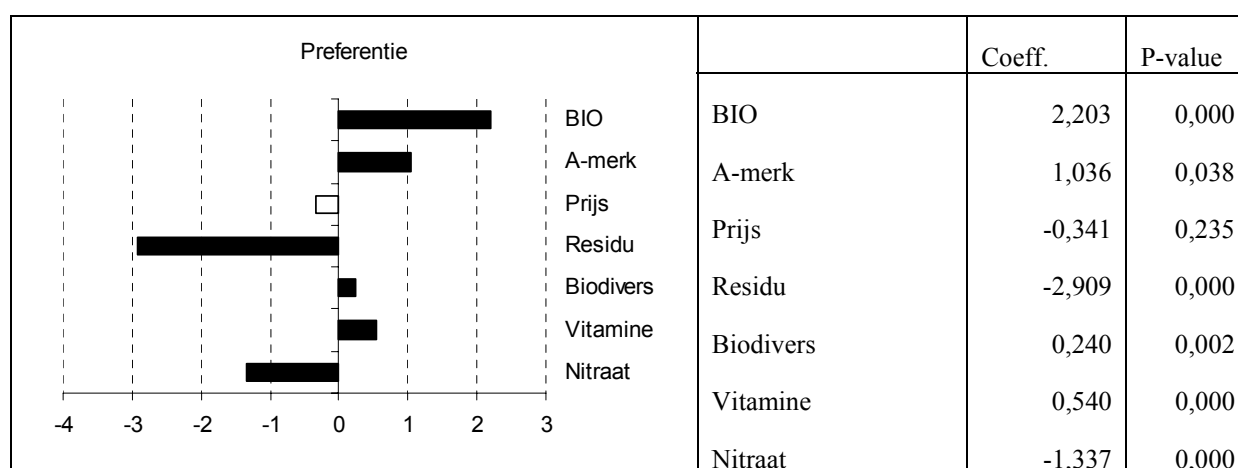
Voor de medium users wordt de merknaam belangrijker, deze respondenten kiezen dus meer ‘tegen’ het B-merk in het basisscenario. Ook het verschil tussen Bio en het A-merk wordt nu duidelijk (en significant, zie bijlage). Veranderingen in de prijs worden minder belangrijk in vergelijking met de twee voorgaande usergroepen, residuen daarentegen worden weer belangrijker. De voorkeur inzake vitaminen en nitraten verandert niet t.o.v. de light users. Voor dit type consumenten gaat ook het criterium biodiversiteit meespelen in het aankoopbeslissingsproces.



**Figuur 35. Preferentieprofiel van de medium users**

### 6.7.5 Het beslissingsproces van de heavy user

Heel opvallend bij de heavy user groep is het insignificant worden van het prijsattribuut, wat betekent dat deze respondenten tijdens hun aankoopbeslissing de prijs niet laten meespelen (toch niet binnen de vooropgestelde grenzen van 1€ tot 1,75€/kg wortelen). Een tweede belangrijke verschil is dat de bio-merknaam meer dan dubbel zo belangrijk wordt als de A-merknaam. Het belangrijker worden van deze merknaam wijst erop dat de heavy user meer resoluut voor bio kiest, ongeacht de overige kenmerken. Ook de aanwezigheid van residuen speelt meer mee dan in voorgaande gevallen. Voor wat nitraten, biodiversiteit en vitaminen betreffen is de reactie vergelijkbaar met deze van de medium users.



**Figuur 36. Preferentieprofiel van de heavy users**

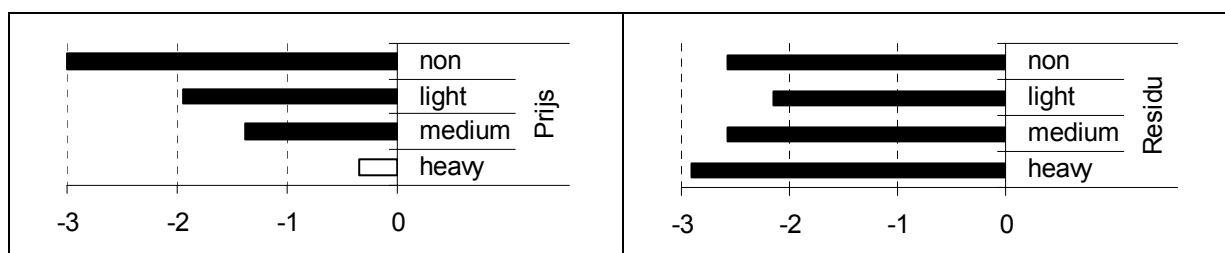
### 6.7.6 Betalingsbereidheid voor de verschillende product(ie)kenmerken

De betalingsbereidheid kan afgeleid worden door de preferentieparameter die voor een productkenmerk is geschat, te vergelijken met de preferentie voor een eenheids-prijsverandering. Voorwaarde hierbij is dat beide coëfficiënten significant zijn. Verder gaat deze werkwijze uit van een lineaire preferentieverandering.

Gezien de sterke prijsgevoeligheid van de non user prefereert deze een zo goedkoop mogelijk wortelmerk, in ons geval een bussel van 1€/kg. Enkel de afwezigheid van residuen zou het aankoopgedrag kunnen beïnvloeden. De non user is bereid  $\pm 50\%$  meer te betalen voor een product dat quasi geen residuen bevat (de minimum grens in ons experiment) t.o.v. een product met een hoge dosis residuen (de maximum grens in ons experiment). Doordat de prijsgevoeligheid van de users daalt naarmate ze meer bio kopen (zie ook Fig. 37), stijgt dit bedrag over de usergroepen heen. Voor de heavy users kan geen schatting gemaakt worden aangezien zij het kenmerk prijs niet meenamen tijdens hun aankoopbeslissing. We maken verderop in deze paragraaf voor de heavy users een vergelijking met de schattingen voor residugehalte als referentie.

**Tabel 42. Betalingsbereidheid van de usergroepen voor een verandering van het residugehalte van de maximum- naar de minimumgrens.**

|                                                                      | non         | light       | medium      | heavy  |
|----------------------------------------------------------------------|-------------|-------------|-------------|--------|
| Prijsparameter (utils/€)                                             | -2,99       | -1,94       | -1,375      | 0      |
| Parameter residu (utils/ $\mu\text{g.g}^{-1}$ )                      | -25,83      | -21,39      | -25,75      | -29,09 |
| Betalingsbereidheid (€/ $\mu\text{g.g}^{-1}$ )                       | 8,61        | 11,04       | 18,72       | /      |
| Residu: maximum $\rightarrow$ minimum grens ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) | 0,06        | 0,06        | 0,06        | 0,06   |
| Betalingsbereidheid (€)                                              | <b>0,52</b> | <b>0,66</b> | <b>1,12</b> | /      |



**Figuur 37. Nutsparement voor de kenmerken prijs en residugehalte uitgesplitst per usergroep**

Ook op het kenmerk 'nitraatuitloging naar het grondwater' wordt sterk gereageerd door de respondenten. Zoals vroeger aangegeven neemt een non user het criterium niet mee tijdens zijn keuze. De betalingsbereidheid neemt daarna toe in functie van de usercategorie. Voor een halvering van het nitraatgehalte (startende van de wettelijke limiet) is een light user bereid 38% meer te betalen, een medium user 58% (bekijk dit wel bij een prijsvork van 1€ tot 1,75€). Het vermoeden bestaat dat de consument dit 'milieu'-item ook relateert met gezondheidseffecten (veel nitraat in grondwater zou veel nitraat in drinkwater en veel nitraat in de wortel kunnen betekenen).

**Tabel 43. Betalingsbereidheid van de usergroepen voor een verandering van het nitraatgehalte van de wettelijk toegelaten limiet naar 50% hiervan**

|                                             | non      | light       | medium      | heavy |
|---------------------------------------------|----------|-------------|-------------|-------|
| Prijsparameter (utils/€)                    | -2,99    | -1,94       | -1,38       | 0     |
| Parameter nitraat (utils/mg nitraat/kg)     | 0        | -1,47       | -1,59       | -1,34 |
| Betalingsbereidheid (€/µg.g <sup>-1</sup> ) | 0        | 0,76        | 1,15        | /     |
| Nitraat: wettelijke limiet → 50%            | 0,5      | 0,5         | 0,5         | 0,5   |
| Betalingsbereidheid (€)                     | <b>0</b> | <b>0,38</b> | <b>0,58</b> | /     |

Biodiversiteit, het duidelijkste milieu-item, speelt niet mee in het beslissingsproces van de non- en light users, hun betalingsbereidheid is dan ook nul voor dit kenmerk. De medium users op hun beurt zijn bereid per zeldzame vogelsoort 22 cent meer te betalen voor een pak wortelen. Indien we dus 2 bussels wortelen zouden aanbieden, waarbij de éne de garantie biedt dat tenminste één zeldzame vogelsoort in stand wordt gehouden rond de productieplaats, dan mag deze 22% meer kosten dan het alternatief.

**Tabel 44. Betalingsbereidheid van de usergroepen voor een verandering van biodiversiteit (van 0 zeldzame vogelsoorten naar 1 op de productieplaats)**

|                                             | non      | light    | medium      | heavy |
|---------------------------------------------|----------|----------|-------------|-------|
| Prijsparameter (utils/€)                    | -2,99    | -1,94    | -1,38       | 0     |
| Parameter biodiversiteit (utils/vogelsoort) | 0        | 0        | 0,31        | 0,24  |
| Betalingsbereidheid (€/vogelsoort)          | 0        | 0        | 0,22        | /     |
| Biodiversiteit: 0 → 1 vogelsoorten          | 1        | 1        | 1           | 1     |
| Betalingsbereidheid (€)                     | <b>0</b> | <b>0</b> | <b>0,22</b> | /     |

Voor een wijziging van de hoeveelheid Vitamine A per portie wortelen (= gemiddelde hoeveelheid wortelen in 1 maaltijd) van de helft naar één maal de ADH, zijn light en medium users bereid 16% meer te betalen. Dit bedrag staat in contrast met de betalingsbereidheid voor een reductie van het eveneens met gezondheid gerelateerde residugehalte in de wortel (tussen 50 cent en 1€). Dit resultaat schept de indruk dat de respondenten relatief onverschillig zijn inzake aanwezigheid van meer of minder vitaminen, gegeven de grenzen van ons experiment.

**Tabel 45. Betalingsbereidheid van de usergroepen voor een verandering in vitaminegehalte (van ½ van de ADH/portie naar de ADH/portie)**

|                                                             | non      | light       | medium      | heavy |
|-------------------------------------------------------------|----------|-------------|-------------|-------|
| Prijsparameter (utils/€)                                    | -2,99    | -1,94       | -1,38       | 0     |
| Parameter Bèta-caroteen (utils/dosis.portie <sup>-1</sup> ) | 0        | 0,63        | 0,44        | 0,54  |
| Betalingsbereidheid (€/dosis.portie <sup>-1</sup> )         | 0        | 0,32        | 0,32        | /     |
| Bèta-caroteen: ½ ADH → ADH                                  | 0,5      | 0,5         | 0,5         | 0,5   |
| Betalingsbereidheid (€)                                     | <b>0</b> | <b>0,16</b> | <b>0,16</b> | /     |

Non users zijn niet gevoelig wat de merknaam betreft, light users daarentegen hechten een waarde van 0,45€ aan de merknaam. Voor hen is er verder geen onderscheid tussen bio en het A-merk. De merknaam en ook het verschil tussen Bio en het A-merk wordt belangrijker voor de medium user. Zo is deze bereid bijna 22 procent meer te betalen voor een bio product dan voor een A merkproduct.

**Tabel 46. Betalingsbereidheid van de usergroepen voor de merknaam A en Bio**

|                                    | non      | light       | medium      | heavy |
|------------------------------------|----------|-------------|-------------|-------|
| Prijsparameter (utils/€)           | -2,99    | -1,94       | -1,38       | 0     |
| Merknaam A (utils)                 | 0        | 0,86        | 1,40        | 1,04  |
| <b>Betalingsbereidheid A (€)</b>   | <b>0</b> | <b>0,44</b> | <b>1,01</b> | /     |
| Merknaam BIO                       | 0        | 0,91        | 1,70        | 2,20  |
| <b>Betalingsbereidheid BIO (€)</b> | <b>0</b> | <b>0,46</b> | <b>1,23</b> | /     |

De heavy users nemen het prijsattribuut niet mee. Hun betalingsbereidheid kunnen we benaderen door een ander kenmerk als ‘pasmunt’ te nemen, bv. halvering van de nitraatuitloging. Tabel 46 dient als volgt te worden gelezen. Voor een heavy user is de reductie van het residugehalte van de maximum- naar de minimumgrens meer dan 2 maal zo belangrijk als de halvering van de nitraatuitloging. De aanwezigheid van drie zeldzame vogelsoorten rond de productieplaats is ongeveer zo belangrijk als de halvering van de nitraatuitloging op deze productieplaats. 50 % reductie van de nitraatuitloging is meer dan twee maal zo belangrijk als wijziging van het vitaminegehalte van ½ van de ADH naar 1 maal de ADH. De merknaam Bio tenslotte heeft drie maal meer de keuze van de respondent beïnvloed dan de halvering van de nitraatuitloging.

**Tabel 47. Relatieve voorkeur van de heavy users voor veranderingen in de kenmerken**

|                            | Residuen                | Biodiversiteit        | Vitaminen                 | Merknaam bio              |
|----------------------------|-------------------------|-----------------------|---------------------------|---------------------------|
| Halvering nitraatuitloging | 0,67 utils              | 0,67 utils            | 0,67 utils                | 0,67 utils                |
| Verandering ander kenmerk  | 1,75 utils/max naar min | 0,24 utils/vogelsoort | 0,27 utils/ 1/2 ADH → ADH | 2,20 utils/naam bio aanw. |
| Verhouding                 | <b>2,61</b>             | <b>0,36</b>           | <b>0,40</b>               | <b>3,28</b>               |

### 6.7.7 Het minst goede versus het beste product

Gemiddeld, over alle respondenten heen, is de betalingsbereidheid voor het minst goede product in onze keuzeset -1,5€ (men wil dus anderhalve euro krijgen om het mee te nemen). Voor het beste product, een bio-product met lage nitraatuitloging, hoge biodiversiteit, een hoog gehalte aan vitaminen en laag gehalte aan residuen, is men gemiddeld bereid 1,96€ te betalen. Voor een B-merkproduct (zoals een wit product) met dezelfde eigenschappen wil men gemiddeld 1,19€ betalen. Voor het A-merk product met dezelfde eigenschappen heeft men 1,67€ veil.

Men kent naar alle waarschijnlijkheid aan het A-merk extra kwaliteitskenmerken toe, hetgeen de meerprijs t.o.v. het B-merk kan verklaren. Verder kunnen we hieruit besluiten dat achter de naam BIO voor de respondenten een reeks extra kenmerken schuilen, los van diegene die in dit keuze-experiment werden voorgelegd.

### 6.7.8 De objectieve feiten en de geoorloofde meerprijs

In deze paragraaf trachten we de geoorloofde meerprijs te berekenen, uitgaande van de objectieve feiten verzameld in de voorgaande rapportdelen. Aangezien we de betalingsbereidheid kennen voor de kenmerken van het keuzeexperiment, kunnen we de betalingsbereidheid voor de werkelijke productkenmerken berekenen.

Zoals aangegeven in het luik rond gezondheid, bestaat er een grote variatie in het gehalte van  $\beta$ -caroteen in wortelen, voornamelijk in conventionele wortelen, waardoor het moeilijk wordt uitspraken te doen over de relatie tussen productiemethode en  $\beta$ -caroteengehalte. Het gemiddelde gehalte aan  $\beta$ -caroteen in deze studie bedraagt 90  $\mu\text{g/g}$  wortel in gangbare wortelen en 120  $\mu\text{g/g}$  wortel in biologische wortelen, hetgeen neerkomt op een verhouding van  $\frac{3}{4}$ . De gemiddelde betalingsbereidheid die hiermee correspondeert, is 0,08€, of 8% meer.

De grenzen van het attribuut Residugehalte zijn bepaald op basis van de aanwezigheid van Cadmium in beide worteltypes. Opnieuw is de spreiding bij gangbare wortels groter dan bij biologische, onder meer omdat er meer datapunten teruggevonden zijn. Er is echter geen overtuigend bewijs dat de hoeveelheid Cd in gangbare wortels verschilt van deze in biologische (de Mann Whitney toets zou zelfs wijzen op een lagere contaminatie bij gangbare wortelen), dus de betalingsbereidheid verschilt hier niet.

Wat de milieu-items betreffen dienen we een correctie te maken voor de lagere opbrengst bij de biologische productie (in het geval van wortelen ongeveer 20% lager). We vergelijken namelijk 1kg biologische wortelen met 1kg gangbare. Voor de productie van 1kg biologische wortelen is ongeveer  $\frac{5}{4}$  van de gangbare oppervlakte nodig.

De nitraatuitloging per oppervlakte-eenheid is gemiddeld ongeveer 30% lager in de biologische landbouw. De relatieve nitraatuitloging bij een biologische wortel t.o.v. een gangbare wortel bedraagt aldus, bij benadering,  $\frac{5}{6}$  ( $\frac{2}{3} * \frac{5}{4}$ ), hetgeen correspondeert met een betalingsbereidheid van 0,15€ of 15% extra voor het biologische product.

Wat biodiversiteit betreft werd in de meta-analyse van Bengtsson et al. (2005) een verschil in soortenrijkdom berekend van 30% in het voordeel van biologische landbouw. Zij waarschuwen echter voor significante heterogeniteit in hun sample. Indien we deze 30% als realistisch beschouwen, en corrigeren voor de grotere benodigde oppervlakte, bekomen we een betalingsbereidheid van 0,03€.

Een simpele optelsom leert ons dat de biologische wortel in ons experiment 0,26€ per euro (of 26%) meer mag kosten dan de gangbare, onafgezien van de waarde van de merknaam BIO. Dit is een gemiddelde over de verschillende usergroepen heen, voor het sample in ons experiment. We merken verder op dat aspecten zoals afwezigheid van gewasbeschermingsmiddelen, smaak e.d. mee vervat zitten in de positieve score voor de merknaam. Voor de naam Bio is men gemiddeld bereid 0,28€ meer te betalen dan voor de A-merknaam, hetgeen de totale meerprijs op 0,54€ brengt of iets meer dan 50%. De werkelijke veilingprijs voor biologische wortelen bedraagt gemiddeld 0,56€/kg, voor gangbare wortelen 0,20€/kg (o.b.v. Biovisie 22, 2004, veilingprijzen van 2000 tot 2004), of bijna drie maal zo duur.

## 6.8 Samenvatting

Het keuze-experiment stelt ons in staat te meten in welke mate verschillen in productiewijze en gezondheids- en milieugerelateerde kenmerken doorwegen bij de keuze voor een bepaald type product, in dit geval wortelen. Ook betalingsbereidheid voor deze kenmerken kan berekend worden. De deelnemers aan de enquête kennen aan de biologische merknaam een positieve score toe. Voor de verschillende usergroepen is de waarde van de merknaam duidelijk verschillend. De non user koos in dit experiment enkel op basis van de prijs en de afwezigheid van residuen. Bij de light user speelde enkel het milieugerelateerde attribuut

biodiversiteit niet mee in de aankoopbeslissing. Aanwezigheid van vitaminen, afwezigheid van nitraten en residuen en een lagere prijs hebben een positieve invloed op de beslissing. Verder schatte deze usergroep de merknaam 'A' en 'bio' even positief in, dus er werd geen extra waarde gehecht aan de biomerknaam. Dit was wel het geval voor de medium user, die ook biodiversiteit als positief aankoopcriterium meeneemt. Afwezigheid van residuen blijft ook voor deze groep het belangrijkste aankoopcriterium. Nieuw is dat de merknaam 'bio' voor deze groep duidelijk meer betekent dan de merknaam 'A'. Voor de heavy users speelt het prijsverschil binnen de vooropgestelde range geen significante rol in de keuze, hetgeen opmerkelijk is.

Aan de hand van het keuze-experiment en de objectieve feiten verzameld in de voorgaande rapportdelen, kunnen we ook de geoorloofde meerprijs berekenen. De biologische wortel in ons experiment mag 0,26€ per euro (of 26%) meer kosten dan de gangbare, onafgezien van de waarde van de merknaam BIO. Dit is een gemiddelde over de verschillende usergroepen heen, voor het sample in ons experiment. We merken verder op dat aspecten zoals afwezigheid van gewasbeschermingsmiddelen, smaak e.d. mee vervat zitten in de positieve score voor de merknaam. Voor de naam Bio is men gemiddeld bereid 0,28€ meer te betalen dan voor de A-merknaam, hetgeen de totale meerprijs op 0,54€ brengt of iets meer dan 50%. De werkelijke veilingprijs voor biologische wortelen bedraagt gemiddeld 0,56€/kg, voor gangbare wortelen 0,20€/kg.

## **DEEL 6: VERGELIJKING VAN DE WETENSCHAPPELIJKE FEITEN MET DE PERCEPTIE VAN DE CONSUMENTEN**

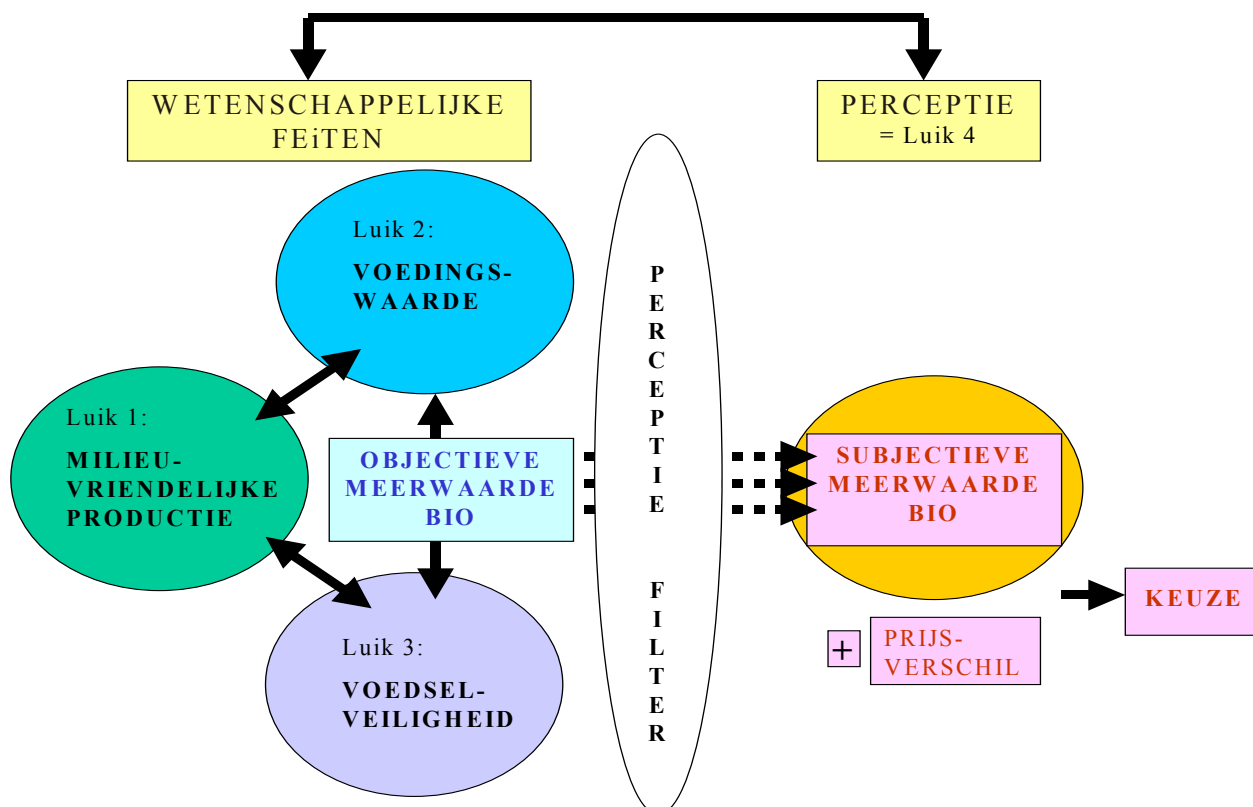
**Joris Aertsens, Koen Mondelaers, Guido Van  
Huylenbroeck, Wim Verbeke**



# 1 Kadering

In deel drie en vier van het rapport hebben we verschillen in milieuvriendelijkheid en gezondheid van biologische en gangbare productie en voeding in kaart gebracht op basis van een meta-analyse van de wetenschappelijke literatuur. In deel vijf hebben we op basis van een enquête met een respons van 529 bruikbare enquêtes informatie bekomen over het gedrag en de perceptie van de Vlaamse consumentenpopulatie. In dit deel zullen we nagaan in welke mate de perceptie van deze consumentenpopulatie afwijkt van de wetenschappelijke bevindingen. Onderstaande figuur stelt deze vergelijking voor.

**Figuur 38: Inhoudelijke coherentie van het project gevisualiseerd**



## 2 Methodologie

Onderstaande tabel geeft weer hoe in de enquête een aantal stellingen zijn voorgelegd om de perceptie van de respondenten te achterhalen in verband met de mogelijke “meerwaarde van bio”. Bij de antwoordcategoriën is gebruik gemaakt van een zevenpunts-Likert-schaal die het spectrum “helemaal eens” tot “helemaal oneens” bestrijkt.

Tabel 48: Gebruikte vragen ivm de consumentenperceptie inzake potentiële meerwaarde bio

| Wat is uw <b>mening</b> over de volgende stellingen ?                                                                           |      |   |   |   |        |   |   |  |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|---|---|---|--------|---|---|--|
| (OMCIRKEL SLECHTS 1 CIJFER PER RIJ – GA RIJ PER RIJ TE WERK)                                                                    |      |   |   |   |        |   |   |  |
|                                                                                                                                 | eens |   |   | - | oneens |   |   |  |
| Er is een grotere <u>biodiversiteit</u> (variatie kruiden, insecten, ...) op & rond biologische akkers dan op gangbare          | 1    | 2 | 3 | 4 | 5      | 6 | 7 |  |
| Bij bio landbouw is er <u>een lagere verontreiniging met nitraten</u> van het grondwater per hectare.                           | 1    | 2 | 3 | 4 | 5      | 6 | 7 |  |
| Bio producten bevatten <u>meer gifstoffen van schadelijke schimmels</u> dan gangbare producten                                  | 1    | 2 | 3 | 4 | 5      | 6 | 7 |  |
| Biologische groenten bevatten <u>meer voedingsstoffen</u> (bv. vitamines en mineralen) dan gangbare groenten.                   | 1    | 2 | 3 | 4 | 5      | 6 | 7 |  |
| Biologische groenten bevatten <u>meer schadelijke micro-organismen</u> (bacteriën, schimmels of virussen) dan gangbare groenten | 1    | 2 | 3 | 4 | 5      | 6 | 7 |  |
| Biologische groenten bevatten <u>minder ongewenste stoffen</u> (bv. Pesticiden en nitraten) dan gangbare groenten.              | 1    | 2 | 3 | 4 | 5      | 6 | 7 |  |

### 3 Wetenschappelijke feiten versus perceptie van de verschillende groepen

#### 3.1 Inleiding

Voor elk van de bovenstaande stellingen vergelijken we de resultaten van de meta-analyse met de perceptie van de verschillende gebruikersgroepen (non, light, medium en heavy users). Ook de perceptie van de “Vlaamse populatie” wordt besproken waarbij we, zoals aangetoond in Deel 5 paragraaf 1.2, veronderstellen dat die vrij goed wordt benaderd door de groep van 263 niet-VELT leden.

#### 3.2 Biodiversiteit

##### PERCEPTIE

Om de perceptie van de respondenten te testen op de mogelijke meerwaarde van biologische landbouw ten opzichte van gangbare landbouw is in de enquête de volgende stelling geponeerd: “Er is een grotere biodiversiteit (variatie kruiden, insecten, ...) op & rond biologische akkers dan op gangbare”. In onderstaande tabel is de gemiddelde antwoordscore weergegeven.

Tabel 49: Gemiddelde antwoordscore bij vraag ivm meerwaarde bio en biodiversiteit

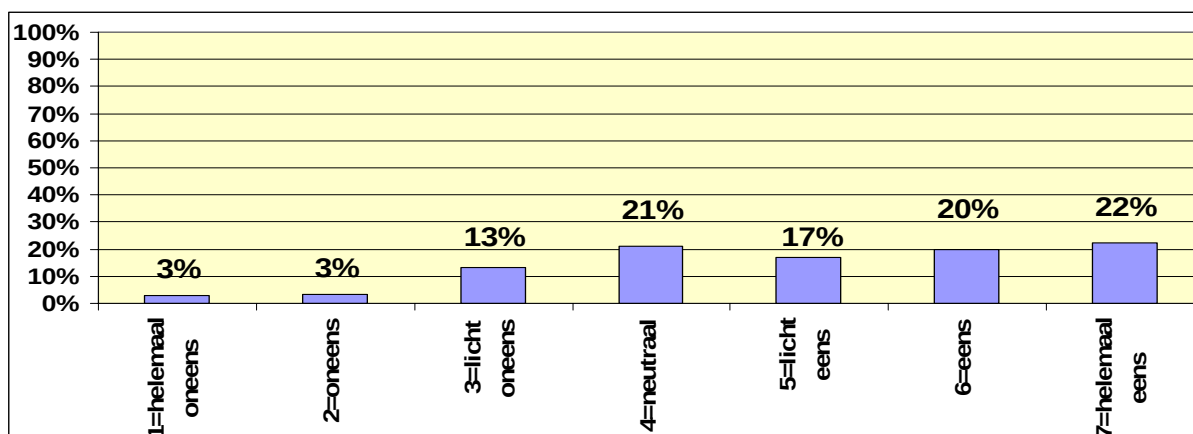
|                         | non users  | light users | medium users | heavy users | VLAAMS     |
|-------------------------|------------|-------------|--------------|-------------|------------|
| <b>gemiddelde score</b> | <b>5,0</b> | <b>5,1</b>  | <b>5,7</b>   | <b>6,5</b>  | <b>4,9</b> |

De gemiddelde score varieert van 5,0 (~”licht eens”) voor de non users tot 6,5 (“eens” tot “helemaal eens”) voor de heavy users. De groep van de heavy users heeft op dit punt dus een veel beter beeld dan de groep van de non-users. De groep van de niet-VELT gebruikers die

wellicht vrij representatief is voor de Vlaamse populatie heeft een gemiddelde score van 4,9 (~"licht eens").

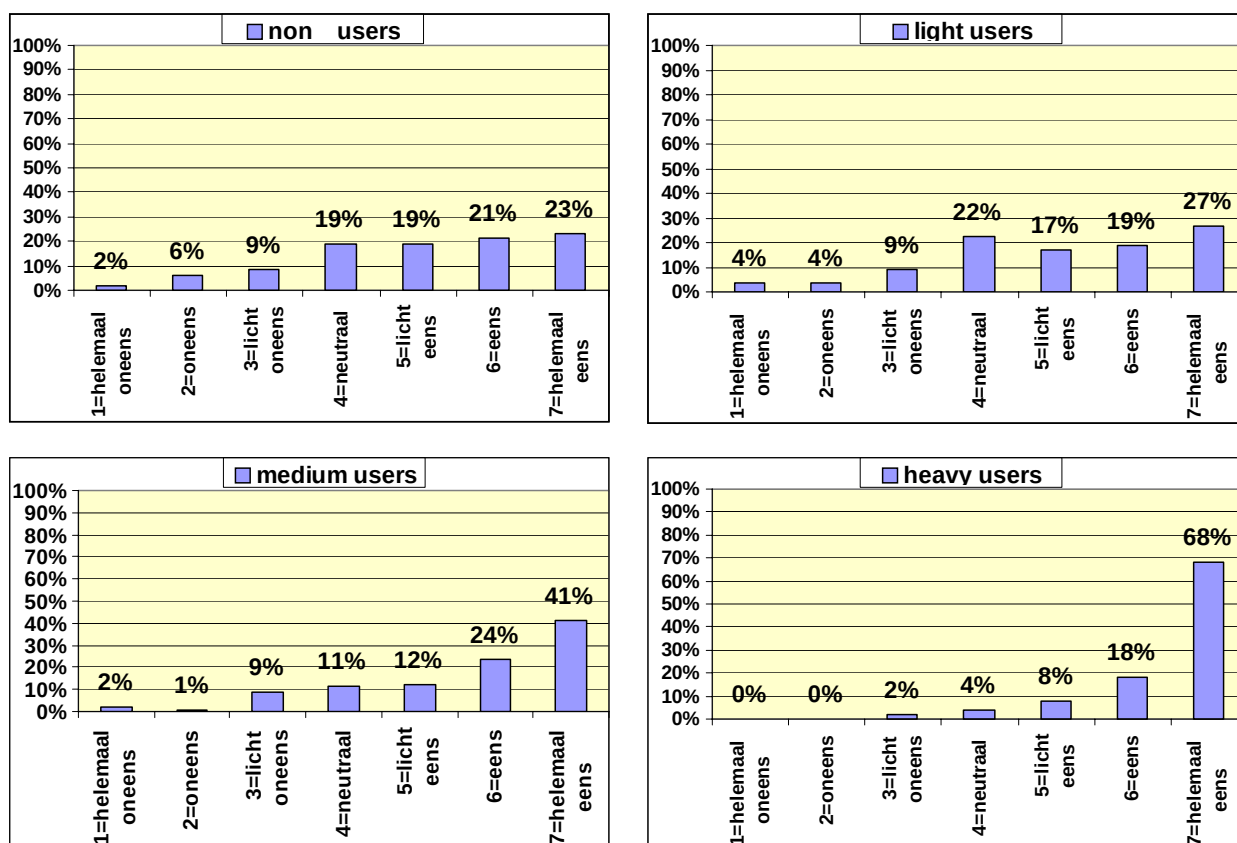
In onderstaande figuur is de spreiding weergegeven van de antwoordscores van de niet-VELT leden, waarvan we veronderstellen dat ze vrij representatief zijn voor de gehele Vlaamse populatie.

**Figuur 39: Spreiding van de “Vlaamse” antwoordscores inzake biodiversiteit**



In onderstaande figuur is voor de vier user categorieën de spreiding over de antwoordcategorieën weergegeven.

**Figuur 40: Spreiding van de antwoordscores per gebruikersgroep inzake biodiversiteit**



## FEITEN VERSUS PERCEPTIE

De conclusie van de meta-analyse van de wetenschappelijke literatuur was dat zowel qua soortenrijkdom als qua abundantie binnen soorten de biologische landbouw een positief effect blijkt te hebben. Dit wordt bevestigd door de 4 belangrijkste en uitgebreide reviews ter zake.

Op basis van de meta-analyse lijken de scores “eens” tot “helemaal eens” het meest correct (~score 6 à 7). 58% van de “Vlamingen” scoorde “licht eens” (~ score 5) of lager en onderschat op dit punt de positieve impact van de biologische productie. De gemiddelde score van de “Vlamingen” van 4,9 bevestigt deze onderschatting.

### 3.3 Nitraatuitloging

#### PERCEPTIE

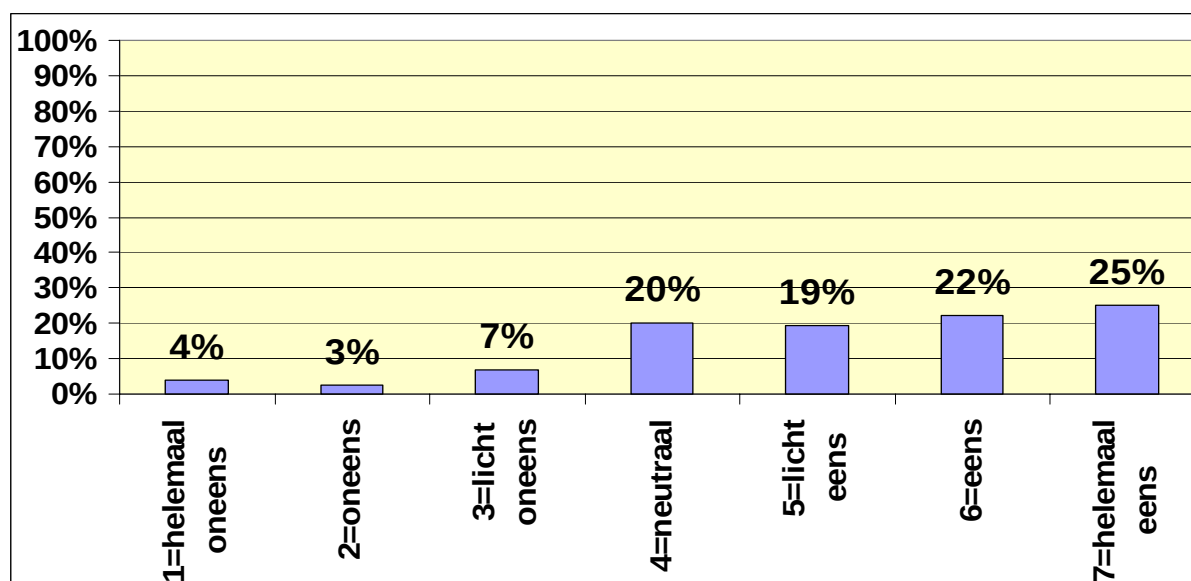
Om de perceptie van de respondenten te testen op de mogelijke meerwaarde van biologische landbouw inzake verminderde nitraatuitloging is in de enquête de volgende stelling geponeerd: “Bij bio landbouw is er een lagere verontreiniging met nitraten van het grondwater per hectare”. In onderstaande tabel en figuren is informatie weergegeven over de antwoorden van de verschillende categoriën. De gemiddelde scores variëren van 5,0 (~“licht eens”) voor de non users-groep tot 6,4 (~ “eens” à “helemaal eens”) voor de heavy users-groep.

**Tabel 50: Gemiddelde score inzake meerwaarde bio ivm N-uitspoeling per groep**

|                  | non users | light users | medium users | heavy users | VLAAMS |
|------------------|-----------|-------------|--------------|-------------|--------|
| gemiddelde score | 5,0       | 5,1         | 5,9          | 6,4         | 5,2    |

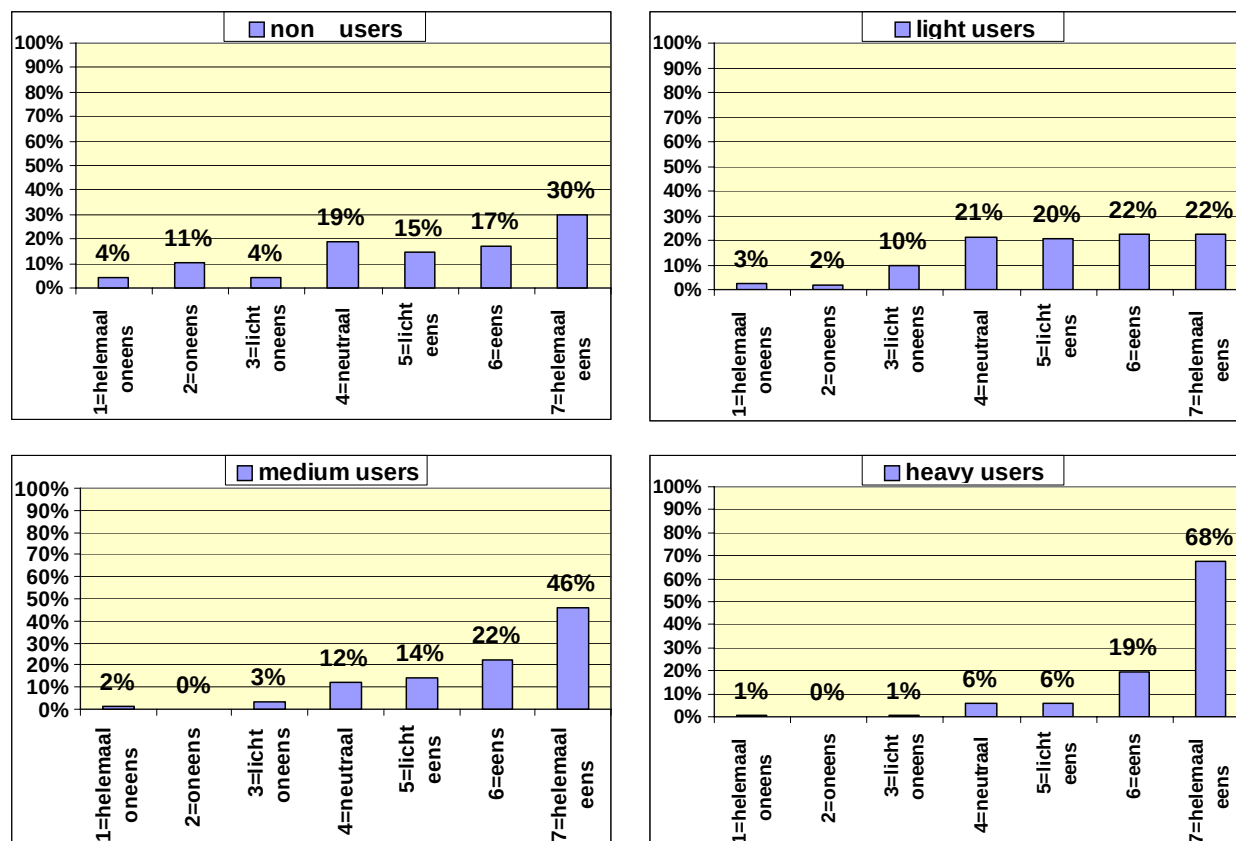
In onderstaande figuur is de spreiding weergegeven van de antwoordscores van de niet-VELT leden, waarvan we veronderstellen dat ze representatief zijn voor de Vlaamse populatie.

**Figuur 41: Spreiding van de “Vlaamse” antwoordscores inzake N-uitloging**



In onderstaande figuur is voor de vier user categoriën de spreiding over de antwoordcategoriën weergegeven.

**Figuur 42: Verdeling van de antwoordscores per gebruikersgroep inzake N-uitspoeling**



## FEITEN VERSUS PERCEPTIE

Via de analyse van de wetenschappelijke literatuur zijn erg heterogene waarden gevonden, wat erop wijst dat omgevingsfactoren zoals klimaat, bodemtype en dergelijke een niet-onbelangrijke rol spelen. Toch kan besloten worden dat biologische landbouw per hectare een lagere nitraatuitloging vertoont dan conventionele landbouw. Dit is gelinkt met drijvende krachten zoals een lagere meststofgift, meer gebruik van groenbedekkers, een hogere C/N-verhouding en een lagere veebezetting.

Op basis van de meta-analyse lijken de scores “licht eens” tot “helemaal eens” het meest correct (~score 5 à 7). Ongeveer 34% van de “Vlamingen” scoorde “neutraal” (~ score 4) of lager en onderschat op dit punt de positieve impact van de biologische productie. De gemiddelde antwoordscore van 5,2 voor de “Vlamingen” ligt ook aan de lage kant.

## 3.4 Voedselveiligheid en mycotoxines

### PERCEPTIE

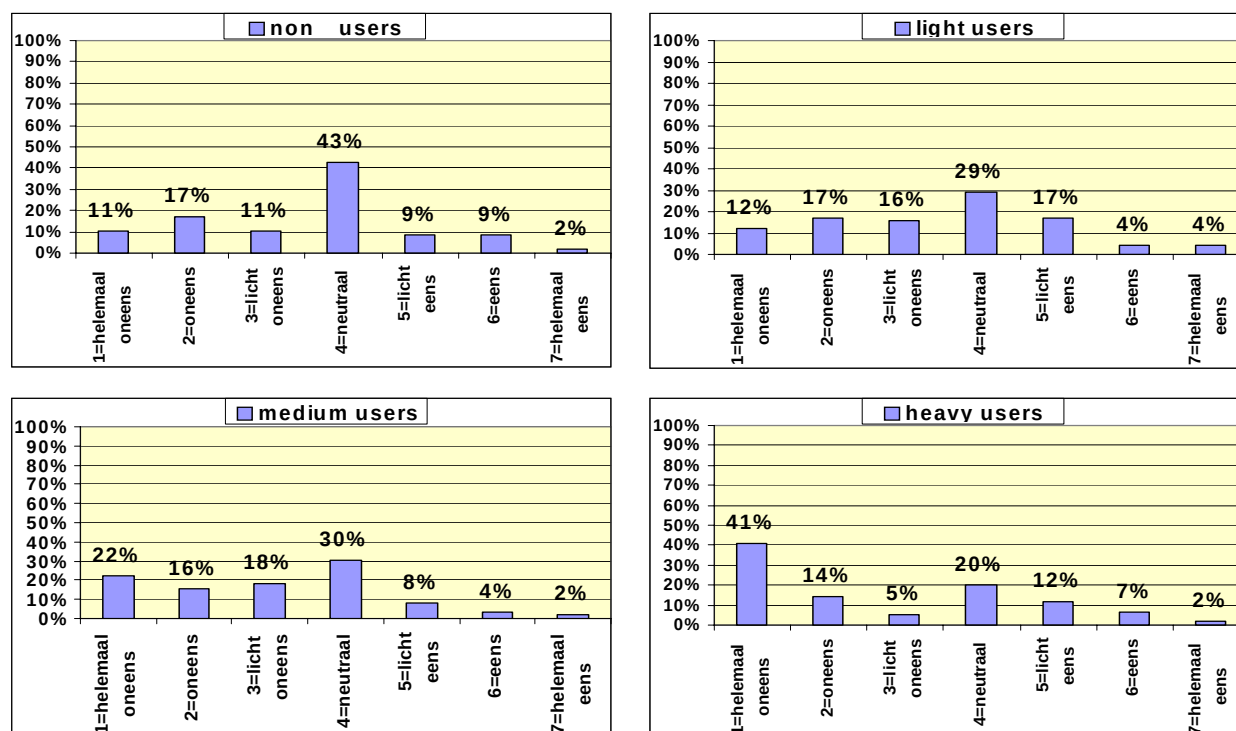
Om de perceptie van de respondenten te testen op verschillen tussen biologische en gangbare landbouw inzake voedselveiligheid op basis van het bevatten van gifstoffen van schadelijke

schimmels is de volgende stelling geponeerd: “Bio producten bevatten meer gifstoffen van schadelijke schimmels dan gangbare producten”. In onderstaande tabel en figuren is weergegeven hoe de antwoorden van de verschillende categorieën op die vragen zijn verspreid. De gemiddelde scores variëren van 3,6 (“neutraal” tot “licht oneens”) voor de non users-groep tot 2,7 (“licht oneens” tot “oneens”) voor de heavy users-groep.

**Tabel 51: Gemiddelde antwoordscores per gebruikersgroep inzake mycotoxines**

|                  | non users | light users | medium users | heavy users | VLAAMS |
|------------------|-----------|-------------|--------------|-------------|--------|
| gemiddelde score | 3,6       | 3,5         | 3,1          | 2,7         | 3,5    |

**Figuur 43: Verdeling van de antwoordscores per gebruikersgroep inzake mycotoxines**



## FEITEN VERSUS PERCEPTIE

Uit de analyse van de wetenschappelijke literatuur blijkt dat de meningen inzake het verschil in mycotoxinebesmetting tussen biologische en gangbare graanproducten duidelijk verdeeld zijn. Meer onderzoek is nodig om hierover meer duidelijkheid te geven.

De gemiddelde score van 3,5 (“licht oneens” tot “neutraal”) van de “Vlamingen” lijkt in die zin net iets te positief voor de biologische landbouw.

Biologische graanproducten zouden volgens sommige auteurs gevoeliger zijn aan schimmelmicrobiële groei en bijgevolg hogere gehalten aan aflatoxines bevatten dan conventionele producten doordat het gebruik van synthetische fungiciden verboden is in de biologische landbouw (Holden, 2002). Vele studies weerleggen deze veronderstelling (Tamm, 2001; Cirillo et al., 2003; Hoogenboom et al., 2006). Het onderzoeksinstituut voor biologische landbouw in Zwitserland (FiBL) stelt dat problemen inzake schimmelinfecties mogelijk veroorzaakt worden door ongecontroleerde omgevingscondities tijdens de opslag en transport (bijv. te hoog vochtgehalte) en dat dergelijke fouten niet in verband staan met de teeltwijze.

(bio vs. gangbaar). Een andere theorie is dat het gebruik van artificiële meststoffen in de conventionele landbouw de groei van planten versnelt, waardoor de planten dunnere celwanden hebben die dan gevoeliger zijn voor schimmelziekten (Schuphan, 1972). Volgens Holden (2002) en FSA (2000) zijn er geen studies die significante verschillen in mycotoxineconcentraties kunnen aantonen tussen biologische en conventionele granen en pindanoten. Döll et al. (2002) en Malmauret et al. (2002) tonen echter aan dat biologisch geproduceerd graan hogere gehalten aan mycotoxines bevatten in tegenstelling tot Bernhoft et al. (2003) en Schneweis et al. (2005) die lagere gehalten vaststelden.

### 3.5 Voedingsstoffen

#### PERCEPTIE

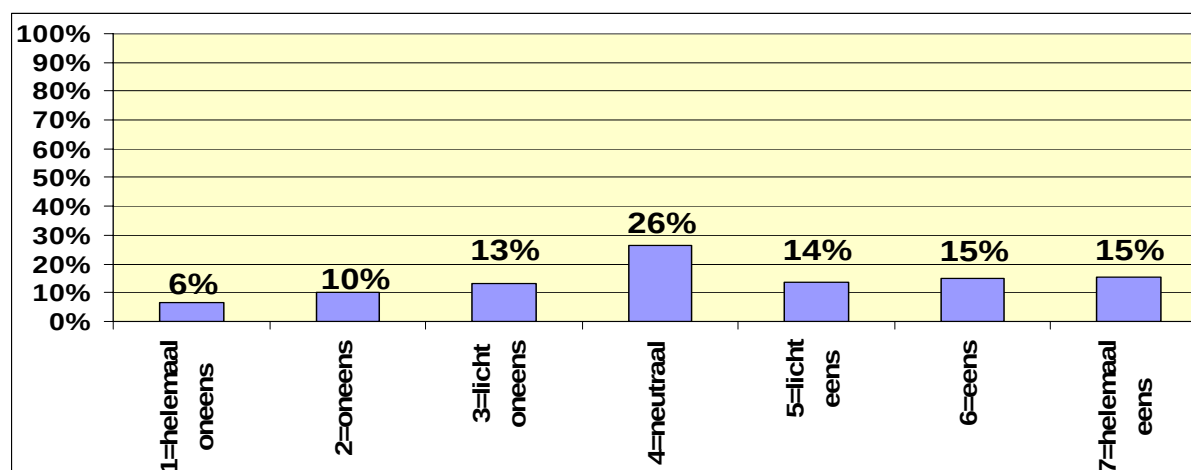
Om de perceptie van de respondenten te testen op verschillen tussen bio en gangbare groenten inzake de inhoud aan voedingsstoffen is de volgende stelling geponeerd: “Biologische groenten bevatten meer voedingsstoffen (bv. vitamines en mineralen) dan gangbare groenten”. In onderstaande tabel en figuren is weergegeven hoe de antwoorden van de verschillende groepen op die vragen zijn verspreid. De gemiddelde scores variëren van 4,3 (neutraal tot licht eens) voor de non users-groep tot 5,9 (eens) voor de heavy users-groep.

**Tabel 52: Gemiddelde antwoordscores per gebruikersgroep inzake voedingsstoffen**

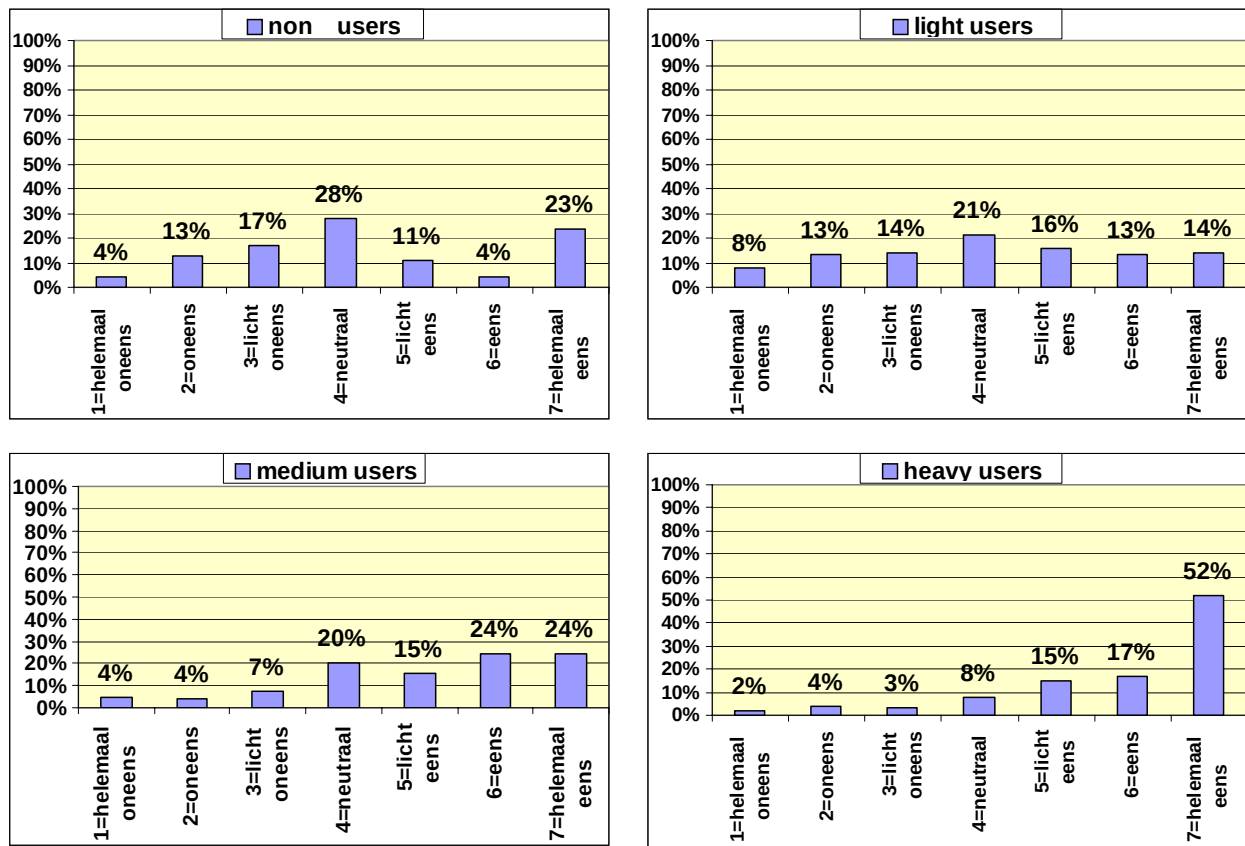
|                  | non users | light users | medium users | heavy users | VLAAMS |
|------------------|-----------|-------------|--------------|-------------|--------|
| gemiddelde score | 4,3       | 4,2         | 5,1          | 5,9         | 4,4    |

In onderstaande figuur is de spreiding weergegeven van de antwoordscores van de niet-VELT leden, waarvan we veronderstellen dat ze vrij representatief zijn voor de gehele Vlaamse populatie.

**Figuur 44: Verdeling van de antwoordscores van de “Vlamingen” inzake voedingsstoffen**



**Figuur 45: Verdeling van de antwoordscores van verschillende gebruikersgroepen inzake voedingsstoffen**



#### FEITEN VERSUS PERCEPTIE

Via de analyse van de wetenschappelijke literatuur is getracht om op een objectieve en wetenschappelijke manier te onderzoeken of biologische groenten op vlak van kwaliteit en gezondheid beter of minder goed scoren dan het gangbare product. Naast talrijke omgevingsfactoren, blijkt de onderzoeksmethode van afbakening en weging de richting van de vergelijking bio/gangbaar te beïnvloeden. Op basis van de huidige beschikbare data kunnen geen algemene conclusies getrokken worden wat betreft verschillen in voedingswaarde en contaminatiegraad tussen biologische en gangbare groenten. Afhankelijk van het beschouwde nutriënt of contaminant scoort bio soms beter en soms slechter dan zijn gangbare tegenhanger. Zo bleek op basis van de beschikbare data dat (i) het gehalte aan vitamine C significant hoger is in bio wortel en aardappel, maar significant lager in bio tomaat. Ook per groente zijn er geen eenduidige trends. Bijvoorbeeld: bio wortel scoort beter voor het gehalte aan beta-caroteen, slechter voor vitamine C en kalium en even goed voor calcium.

Op basis van deze gegevens lijkt een neutrale score ("4") het meest correct. De gemiddelde Vlaamse antwoordscore van 4,4 is hier niet ver van verwijderd.

48% van de medium users en 69% van de heavy users lijken met de score 6 en 7 (eens en helemaal eens) op basis van deze gegevens een te positief beeld te hebben over de voedingsstoffen van bio groenten.



### 3.6 Pathogene micro-organismen

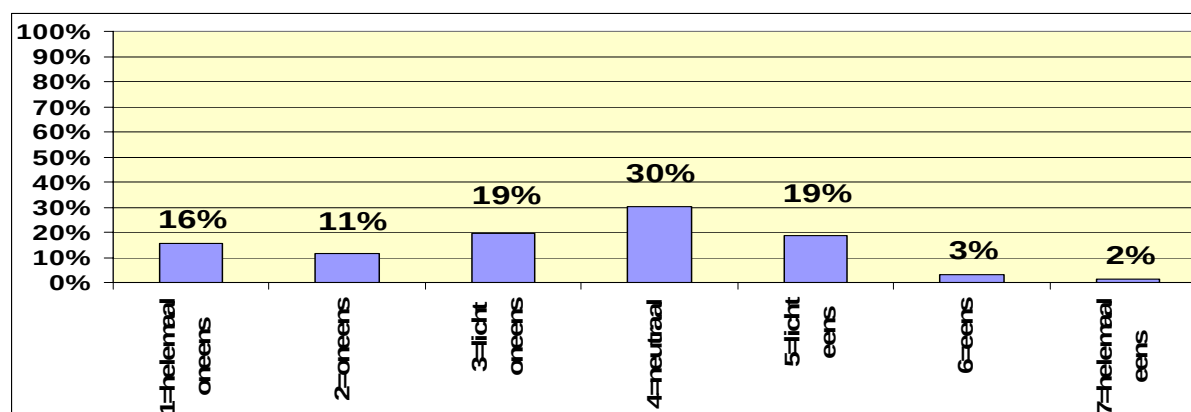
#### PERCEPTIE

Om de perceptie van de respondenten te testen op verschillen tussen biologische en gangbare groenten inzake het bevatten van meer schadelijke micro-organismen is de volgende stelling geponeerd: “Biologische groenten bevatten meer schadelijke micro-organismen (bacteriën, schimmels of virussen) dan gangbare groenten”. In onderstaande tabel en figuren is weergegeven hoe de antwoorden van de verschillende categorieën op die vragen zijn verspreid. De gemiddelde scores variëren van 3,7 (~neutraal) voor de non users tot 2,8 (~licht oneens) voor de heavy users.

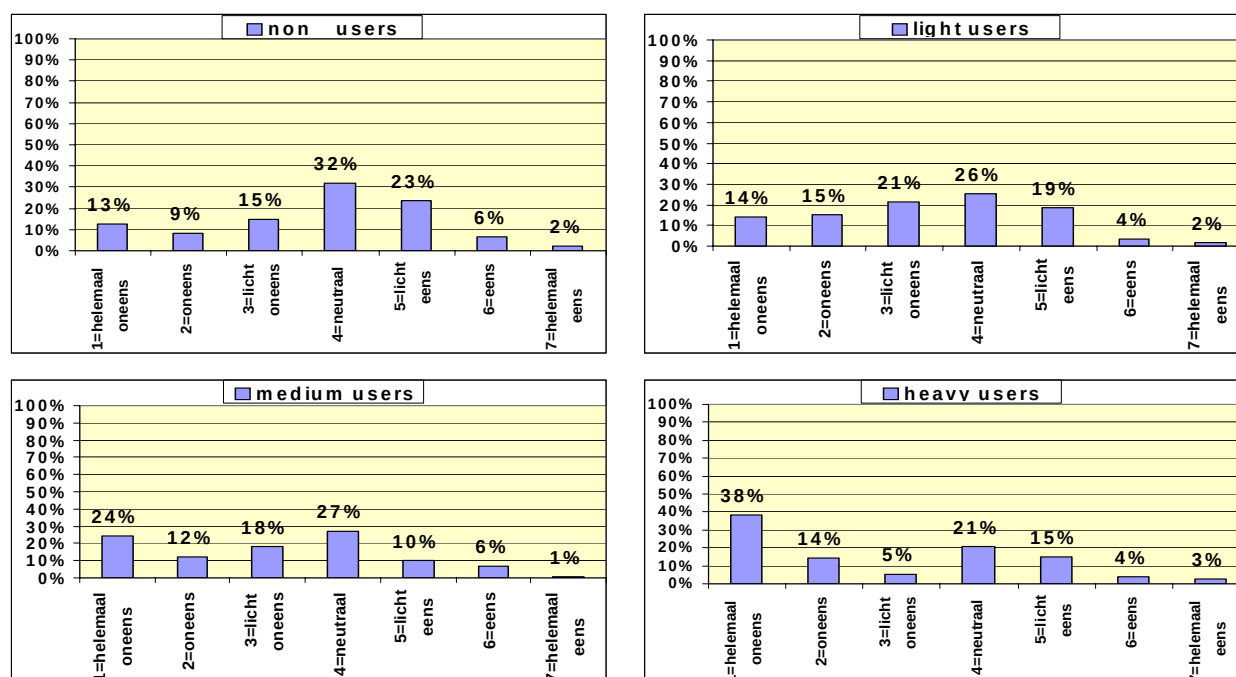
**Tabel 53: Gemiddelde scores per gebruikersgroep inzake micro-organismen**

| non users | light users | medium users | heavy users | VLAAMS |
|-----------|-------------|--------------|-------------|--------|
| 3,7       | 3,4         | 3,1          | 2,8         | 3,4    |

**Figuur 46: Verdeling van de antwoordscores van de “Vlamingen” micro-organismen**



**Figuur 47: Verdeling antwoordscores per gebruikersgroep inzake micro-organismen**



## FEITEN VERSUS PERCEPTIE

Bij de betreffende meta-analyse in deel 3 hebben we aangegeven dat tijdens de productie en de daaropvolgende behandelingen voedsel wordt blootgesteld aan een reeks veiligheidsrisico's. Deze risico's hebben op microbiologisch vlak betrekking op bacteriën, protozoa, parasieten, virussen, fungi en hun toxines. Biologische productie biedt waarschijnlijk geen voordelen wat betreft de microbiële voedselveiligheid. Volgens Avery (1998) zou biologisch voedsel minder veilig zijn dan gangbaar door een verhoogde kans op de aanwezigheid van *Escherichia coli* en aflatoxinen. *E.coli* leeft in symbiose met de bacteriën in de dikke darm van warmbloedige dieren. Wanneer gevaarlijke, gemuteerde soorten van deze bacterie het lichaam binnendringen, kunnen ze infecties veroorzaken. *E. coli* O157:H7 is een variant die in toenemende mate voor problemen zorgt. Avery (1998) stelde vast aan de hand van gegevens van US Centres for Disease Control (CDC) dat mensen die biologische producten consumeren acht keer meer kans hebben op een aanraking met deze gevaarlijke *E.coli* stam. In biologische landbouw worden dierlijke mest en gecomposteerde producten gebruikt waardoor de contaminatie met *E.coli* groter kan zijn in de biologische bedrijven. Dit wordt echter tegengesproken door het Louis Bolk Instituut in Nederland en het Food Standards Agency (FSA), die aantoonde dat bij hogere temperaturen, bereikt door composteren, de meeste pathogenen gedood worden (Amlinger, 1993; FSA, 2000). Een goed management van de mest speelt een grote rol in het voorkomen van de aanwezigheid van verschillende pathogenen, zoals *E.coli* op de landbouwbedrijven (Kudva et al., 1998 en Tschape et al., 1995). Het FSA (2000) en Herman et al. (2006) besloten dat er momenteel geen bewijs is dat biologische teelt meer of minder microbiologisch veilig is dan de gangbare teelt. Dit werd bevestigd door een onderzoek van meer dan 3200 stalen van ongekookte, kant-en-klare biologische groenten, waarbij in geen enkel staal *Listeria monocytogenes*, *Salmonella*, *Campylobacter* of *E.coli* werd gedetecteerd (Sagoo et al., 2001).

Op basis van deze gegevens lijken antwoorden neutraal (4) tot licht eens (5) het meest correct. De gemiddelde "Vlaamse" antwoordscore van 3,4 en de spreiding van de antwoorden geven aan dat de Vlamingen op dit punt een iets te positief beeld hebben over bio.

### 3.7 Ongewenste stoffen (gewasbeschermingsmiddelen en nitraten)

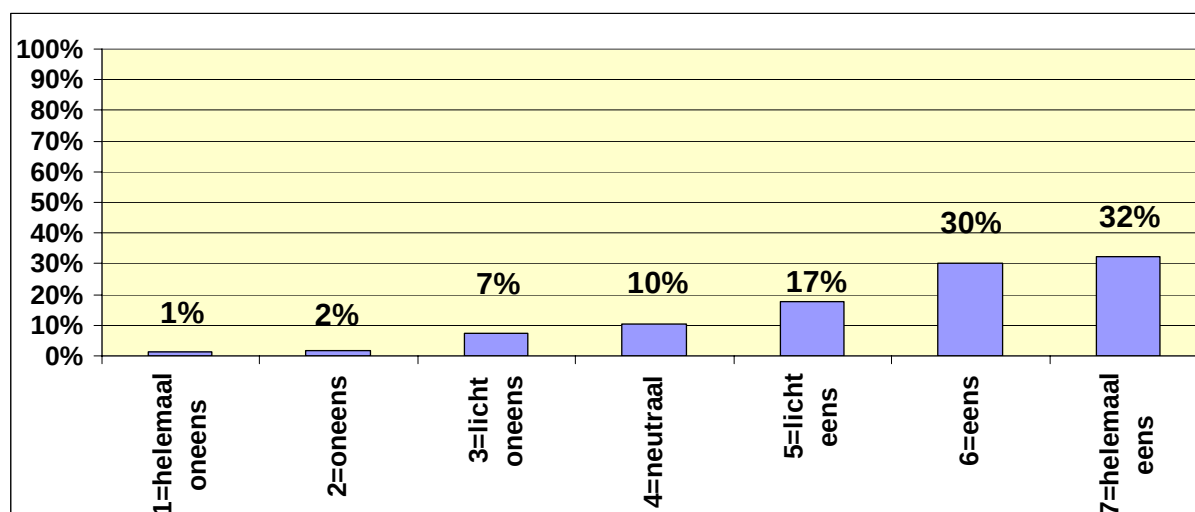
#### PERCEPTIE

Om de perceptie van de respondenten te testen op verschillen tussen bio en gangbare groenten inzake ongewenste stoffen (gewasbeschermingsmiddelen en nitraten) is de volgende stelling geponeerd: "Biologische groenten bevatten minder ongewenste stoffen (bv. pesticiden en nitraten) dan gangbare groenten". In onderstaande tabel en figuren is weergegeven hoe de antwoorden van de verschillende categorieën op die vragen zijn verspreid. De gemiddelde antwoordscores variëren van 5,5 ("licht eens" tot "eens") voor de non users tot 6,6 voor de heavy users ("eens" tot "helemaal eens").

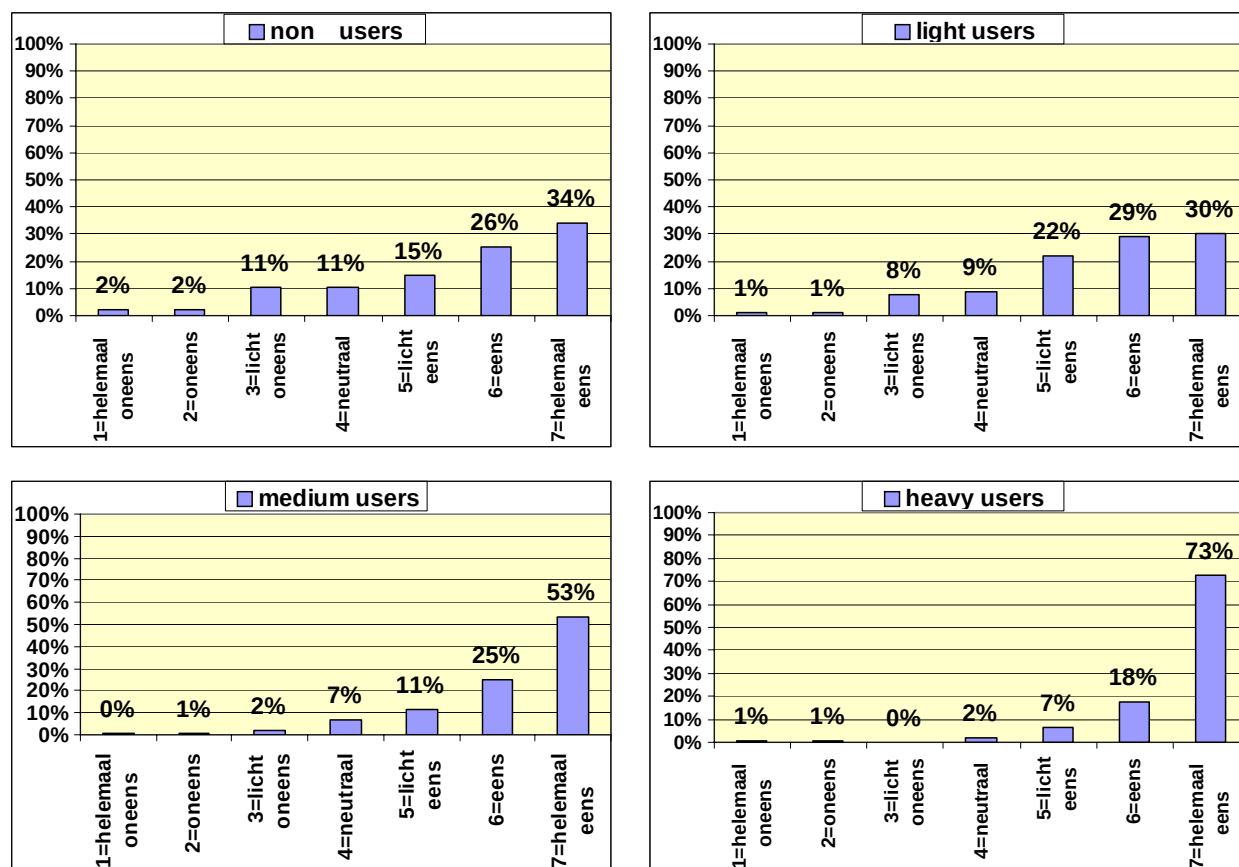
**Tabel 54: Gemiddelde antwoordscores per groep inzake bevatten ongewenste stoffen**

| non users | light users | medium users | heavy users | VLAAMS |
|-----------|-------------|--------------|-------------|--------|
| 5,5       | 5,6         | 6,2          | 6,6         | 5,6    |

**Figuur 48: Verdeling van de “Vlaamse” antwoordscore inzake ongewenste stoffen**



**Figuur 49: Verdeling antwoordscores per gebruikersgroep inzake micro-organismen**



## FEITEN VERSUS PERCEPTIE

### Pesticiden

Volgens Bourn & Prescott (2002) zijn er nog maar weinig kwantitatieve vergelijkende studies die de vraag hebben bestudeerd of biologische producten minder pesticidenresidu's bevatten dan gangbare. Op basis van studies die deze vraag toch trachten te beantwoorden vinden we

dat de waarschijnlijkheid om pesticidenresidu's aan te treffen op/in biologische producten lager ligt dan op gangbare producten.

### **Nitraten**

Op basis van onze meta-analyse kunnen we geen algemene besluiten trekken dat bio beter of slechter zou zijn wat betreft de nitraatgehaltes in groenten. De meta-analyse resulteerde enerzijds in significant lagere nitraat-gehaltes in biologische sla, aardappel en wortel in vergelijking met de gangbare soorten, maar anderzijds in significant hogere nitraat-gehaltes in biologische spinazie in vergelijking met gangbare spinazie.

Verschillende factoren zijn beslissend voor het gehalte aan nitraat. Een eerste belangrijke factor is de stikstofvoorziening en zijn beschikbaarheid. Wanneer de stikstofgehalten verhogen neemt de concentratie van nitraat in groenten toe. Het type meststof is eveneens een criterium. De stikstofbemesting op biologische bedrijven bestaat uit dierlijke mest, terwijl op gangbare landbouwbedrijven kunstmest wordt gebruikt. Nitraat aanwezig in kunstmest is onmiddellijk beschikbaar voor de plant in tegenstelling tot deze in dierlijk mest waar ze voorkomen als zouten en andere verbindingen. Andere factoren die een rol spelen zijn het bodemtype, de afrijping (hoe rijper, hoe minder nitraat), de rassenkeuze, het seizoen (hogere concentraties tijdens de herfst en winter).

## **3.8 Samenvatting**

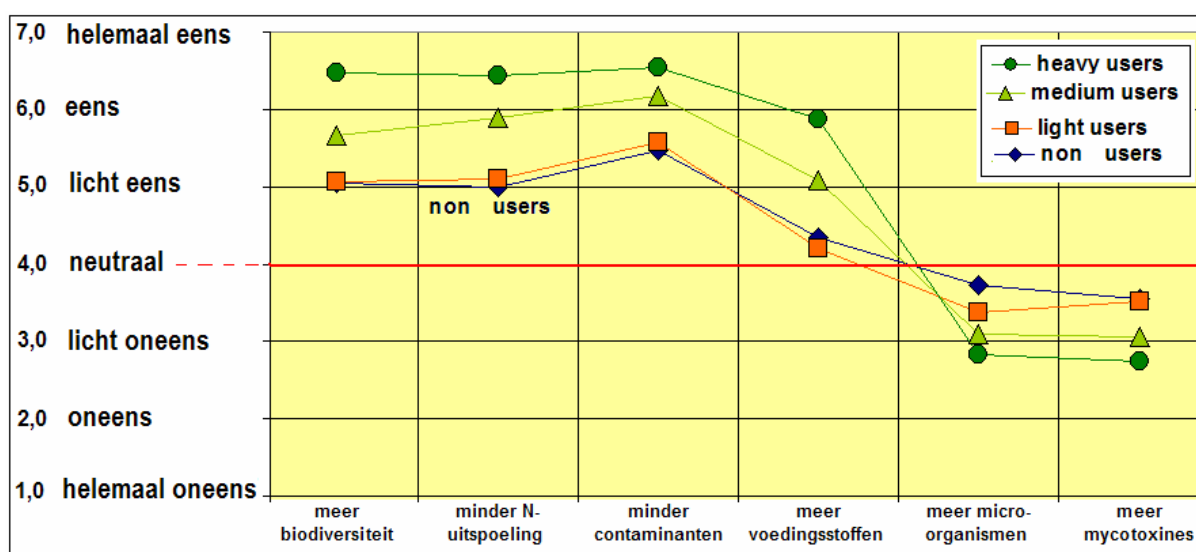
### **3.8.1 Overzicht perceptie**

In onderstaande figuur is een overzicht gegeven van de gemiddelde antwoordscores per gebruikersgroep op de zes vragen die zijn gesteld ivm de mogelijke meerwaarde van biologische landbouw en voeding. Het is op één kleine uitzondering na steeds zo dat de “heavy users”-groep een beter beeld heeft over de meerwaarde van bio dan de “medium users”-groep, die op zijn beurt een beter beeld heeft dan de “light users”-groep, die op zijn beurt een beter beeld heeft dan de “non users”-groep.

De gemiddelde perceptie van de 263 niet-Velt-leden, die representatief wordt verondersteld voor de Vlaamse populatie is hieronder niet weergegeven om de leesbaarheid van de grafiek niet te bemoeilijken, maar deze komt zeer sterk overeen met de perceptie van de light users.

Het is duidelijk dat de gemiddelde antwoordscores voor alle gebruikersgroepen en dus ook voor de non users positief in het voordeel is van bio. Voor de non users zijn er dus andere argumenten die maken dat ze geen bio kopen, met name het prijsverschil met conventionele voedingsmiddelen.

**Figuur 50: Overzicht perceptie per gebruikersgroep ivm stellingen “meerwaarde bio?”**



### 3.8.2 Vergelijking met wetenschappelijke feiten

Als we de perceptie van de Vlaamse consumenten, benaderd door de 263 niet-Velt leden, vergelijken met de conclusies op basis van de meta-analyse, dan blijkt dat de Vlaamse consumenten gemiddeld een licht positief beeld hebben over bio, maar de nuanceringsinzake meerwaarde voor de verschillende meer gedetailleerde categorieën kunnen ze moeilijk maken. In het geval de wetenschappelijke literatuur geen uitsluitsel geeft over de meerwaarde van bio dan blijft de gemiddelde Vlaming vasthouden aan zijn licht positief beeld en overschat hij de meerwaarde wellicht licht. Wanneer de wetenschappelijke literatuur wel een duidelijke meerwaarde aangeeft, blijft de gemiddelde Vlaming ook vasthouden aan zijn licht positief beeld en onderschat hij de meerwaarde wellicht licht.

Wat betreft de stelling “Er is een grotere biodiversiteit (variatie kruiden, insecten, ...) op en rond biologische akkers dan op gangbare” lijken de meest correcte antwoorden op basis van de meta-analyse “eens” tot “helemaal eens”, hier onderschat 58% van de Vlamingen de meerwaarde van bio en ligt de gemiddelde antwoordscore van “5” licht eens ook te laag.

Wat betreft de stelling: “Bij bio landbouw is er een lagere verontreiniging met nitraten van het grondwater per hectare” lijken op basis van de meta-analyse de scores “licht eens” tot “helemaal eens” het meest correct (~score 5 à 7). Ongeveer 34% van de “Vlamingen” scoorde “neutraal” (~ score 4) of lager en onderschat op dit punt de positieve impact van de biologische productie. De gemiddelde antwoordscore van 5,2 voor de “Vlamingen” ligt ook aan de lage kant.

Wat betreft de stelling: “Bio producten bevatten meer gifstoffen van schadelijke schimmels dan gangbare producten”, kan op basis van de wetenschappelijke literatuur momenteel geen uitsluitsel gemaakt worden of bio beter dan niet slechter scoort. De gemiddelde antwoordscore van Vlamingen (3,5 ~ “licht oneens” tot “neutraal”) lijkt in die zin iets te positief.

Wat betreft de stelling: “Biologische groenten bevatten meer voedingsstoffen (bv. vitamines en mineralen) dan gangbare groenten.” Kan op basis van de huidige beschikbare data geen

algemene conclusies getrokken worden wat betreft verschillen in voedingswaarde en contaminatiegraad tussen biologische en gangbare groenten. Afhankelijk van het beschouwde nutriënt of contaminant scoort bio soms beter en soms slechter dan zijn gangbare tegenhanger. Op basis van deze gegevens lijkt een neutrale score (“4”) het meest correct. De gemiddelde Vlaamse antwoordscore van 4,4 is hier niet ver van verwijderd maar lijkt de meerwaarde van bio licht te overschatten.

Wat betreft de stelling: “Biologische groenten bevatten meer schadelijke micro-organismen (bacteriën, schimmels of virussen) dan gangbare groenten” lijkt op basis van de wetenschappelijke literatuur de keuze voor “neutraal” tot “licht eens” het meest aangewezen. De gemiddelde “Vlaamse” antwoordscore van 3,4 (~ “licht oneens” tot “neutraal”) en de spreiding van de antwoorden geven aan dat de Vlamingen op dit punt een iets te positief beeld hebben over bio.

Wat betreft de stelling: “Biologische groenten bevatten minder ongewenste stoffen (bv. Pesticiden en nitraten) dan gangbare groenten” bedroeg de gemiddelde antwoordscore van de “Vlaming” 5,6 (“licht eens” tot “eens”). Op basis van onze meta-analyse kunnen we geen algemene besluiten trekken dat bio beter of slechter zou zijn wat betreft de nitraatgehaltes in groenten. De meta-analyse resulteerde enerzijds in significant lagere nitraat-gehaltes in biologische sla, aardappel en wortel in vergelijking met de gangbare soorten, maar anderzijds in significant hogere nitraat-gehaltes in biologische spinazie in vergelijking met gangbare spinazie. Op basis van de literatuur blijkt dat de kans om pesticidenresidus aan te treffen op bio producten kleiner is dan op gangbare producten.

## **DEEL 7: ALGEMENE SAMENVATTING**

**Joris Aertsens, Koen Mondelaers, Christine Hoefkens,  
Eline De Backer, Sofie Vergucht, John Van Camp, Bruno  
De Meulenaer, Frank Devlieghere, Katleen Baert, Isabelle  
Sioen, Walter Steurbaut, Wim Verbeke, Guido Van  
Huylbroeck**

# **1 Kadering**

## **1.1 Oorsprong van het onderzoek**

De Europese Unie, maar ook nationale en regionale overheden geven heel wat ondersteuning aan de biologische landbouwsector. Ook heel wat consumenten zijn bereid een meerprijs te betalen voor “biologische voeding”. Hierbij stelt zich de vraag of de biologische landbouwproductie en biologische voeding effectief een meerwaarde bieden die de ondersteuning en de meerprijs verantwoordt.

Indien dit zou blijken, kan dit ook leiden tot het toelaten van “voedingsclaims” en “gezondheidsclaims” die de consumenten correct kunnen informeren en op die manier ook de verkoop van bio kan promoten. Het gebruik van gezondheidsclaims voor biologische producten is tot op heden niet mogelijk, juist omdat er onvoldoende wetenschappelijke onderbouwing is om dit hard te kunnen maken.

Met deze redenering in het achterhoofd heeft de Vlaamse Overheid in september 2005 een projectoproep gelanceerd met betrekking tot onderzoek naar wetenschappelijke argumenten voor de meerwaarde van biologische landbouwproducten. De medewerkers aan dit project hebben een onderzoeksvoorstel ingediend dat is goedgekeurd. Het project is uitgevoerd tussen januari 2006 en november 2007 en geeft antwoorden op de hierbovengestelde vraag.

## **1.2 Focus van het onderzoek**

Dit rapport bespreekt de meerwaarde van biologische ten opzichte van “gangbare” productie en voeding. Dit gebeurt op basis van een meta-analyse van reeds bestaande wetenschappelijke literatuur. Er wordt gefocust op vier luiken. Het eerste luik van het onderzoek behandelt de vergelijking van de biologische en gangbare productie wat betreft “milieuvriendelijkheid”. In dit luik besteden we ook in belangrijke mate aandacht aan de vergelijking van de mogelijke schadelijke impact van biologische en gangbare gewasbeschermingsmiddelen voor de gebruiker en het milieu. Dit luik omvat ook een casestudie die de levenscyclus van biologische en gangbare preiteelt vergelijkt. Het tweede en derde luik focussen op mogelijke verschillen tussen biologische en gangbare groenten inzake respectievelijk de voedingswaarde en de voedselveiligheid.

Waar het in de eerste drie luiken gaat over onderzoek naar objectieve wetenschappelijke bevindingen inzake verschillen tussen biologische en gangbare productie en voeding, bekijken we in een vierde luik de perceptie van consumenten inzake verschillen tussen bio en gangbaar die zou kunnen leiden tot een subjectieve meerwaarde. We maken tenslotte een vergelijking tussen de wetenschappelijke bevindingen en de perceptie van bepaalde consumentengroepen.

We merken op dat om met de beschikbare middelen een goede kwaliteit van het onderzoek te garanderen een afbakening van het onderzoeks domein nodig was. We vermelden ze hieronder om het onderzoek juist te kaderen.



(1) Een aantal onderzoeksinstellingen doen onderzoek naar de “holistische meerwaarde” van biologische producten. Zo proberen onderzoekers aan het Louis Bolk Instituut (LBI) het “Inner Quality Concept” te valideren dat probeert een verband te maken tussen enerzijds de (biologische) productiewijze en de “productkwaliteit” en anderzijds tussen “productkwaliteit” en gezondheid. In die context heeft men aan het LBI gedurende de looptijd van ons project de methode van visuele beoordeling van de kristallisaties gevalideerd en op basis van de kristallisatietechniek producten van twee verschillende productiewijzen (biologisch en gangbaar) kunnen onderscheiden. Gezien de beperkte wetenschappelijke publicaties hierover en het beginstadium van dit onderzoek zijn we hier met ons project niet op ingegaan.

2) Wat betreft het onderzoeksluik in verband met verschillen tussen biologische en gangbare voeding en gezondheid, beperkt dit onderzoek zich tot de vergelijking van nutritionele en toxicologische aspecten van beiden. Verschillen hierin bieden immers mogelijk een basis voor een verschil in impact op de gezondheid van de consument.

Alternatieve mogelijkheden om de impact van mogelijke verschillen tussen bio en gangbare voeding op de gezondheid bij de mens te bestuderen zijn theoretisch voorhanden, zoals (i) epidemiologische observatiestudies, (ii) interventiestudies op dieren of mensen en (iii) in vitro studies. Er zijn echter zeer weinig (en niet-conclusieve) rapporten beschikbaar over gecontroleerde interventiestudies op mensen in verband met biologische voeding. Gezien de beperkte beschikbare literatuur die hierover beschikbaar is en de nood om binnen ons project op een aantal zaken te focussen, zijn we hier niet op in gegaan.

(3) We hebben ook gekozen om met het onderzoek vooral te focussen op de productgroep groenten. Dit omwille van de volgende vier redenen. (i) Een zeer belangrijk aandeel (~75%) van de Vlaamse biologische boeren telen biologische groenten. (ii) na “bio eieren” vormt “bio groenten” de tweede belangrijkste productcategorie in Vlaanderen, vanuit de beschouwing van het aandeel bestedingen aan bio ten opzichte van de totale bestedingen per productcategorie. Concreet gaat van de totale uitgaven aan groenten in 2005, 3,6 % naar biologische groenten. (iii) Groenten zijn verder zeer belangrijk in een gezond voedingspatroon. Groenten zijn leveranciers van zowel essentiële macronutriënten (water, koolhydraten, voedingsvezel), als essentiële micronutriënten (vitaminen, mineralen) in het dieet. Zij produceren ook belangrijke secundaire metabolieten, zoals flavonoïden, polyfenolen, carotenoïden. Deze zogenaamde nieuwe nutriënten genieten bijzondere aandacht gezien hun potentieel gunstige effecten op de gezondheid van de mens. Bovendien zijn groenten vetarm. (iv) Tenslotte hebben de onderzoekers van de vakgroep “voedselveiligheid en -kwaliteit” een belangrijke en relevante expertise opgebouwd wat betreft onderzoek naar groenten die als troef kon worden uitgespeeld door het projectteam.

(4) Gekoppeld aan de verschillen in productie per hectare van biologische en gangbare productiesystemen wordt soms de volgende vraag gesteld “Kan biologische landbouw, wanneer toegepast op wereldschaal, de wereldbevolking voeden?”. Op deze vraag zijn we niet ingegaan in dit onderzoek.

## **2 Vergelijking van de milieuvriendelijkheid van biologische en gangbare landbouwproductie**

Indien biologische en gangbare productie vergeleken worden qua milieuvriendelijkheid speelt het een rol of men de systemen vergelijkt qua impact per oppervlakte-eenheid of per kilogram product. De opbrengsten in kg per hectare bij biologische en gangbare productiesystemen kunnen immers significant verschillen. Wanneer we de biologische en gangbare productiemethode vergelijken wat betreft milieuvriendelijkheid dan geldt in het algemeen dat de biologische productie beter scoort per hectare. Maar aangezien de biologische productie vaak lagere producties oplevert, is er doorgaans geen betere score wanneer men de vergelijking maakt per kilogram product. Dit bleek zowel uit de overkoepelende meta-analyse als op basis van de concrete vergelijking van de levenscyclus van biologische en gangbare preiteelt. Het is een interessante discussie op zich wanneer welke vergelijkingscriterium best wordt toegepast. Daar zijn we in deze studie niet op ingegaan. Indien dit mogelijk was, zijn beide vergelijkingen gemaakt. Hieronder herhalen we de conclusies voor de verschillende bestudeerde factoren.

### **2.1 Overkoepelende Meta-analyse**

Uit de sign-test en de meta-analyse blijkt een lagere opbrengst voor de biologische teelt t.o.v. de gangbare in ontwikkelde landen: een gemiddelde opbrengstratio van 83%. Een recente uitgebreide Amerikaanse meta-analyse rapporteerde een opbrengstratio van 91%. Deze opbrengstverschillen zouden kunnen in rekening gebracht worden bij het bepalen van milieu-effecten, uitgedrukt per oppervlakte-eenheid (per ha).

**NITRAATUITLOGING** – De aanrijking van grond- en oppervlaktewater met nitraten en fosfaten is vanuit milieu-oogpunt al jaren een bezorgdheid in Vlaanderen, gezien de nitraatconcentraties in oppervlaktewater regelmatig de door Europa opgestelde limiet overschrijden. Hoge concentraties stimuleren de groei van algen en verlagen de beschikbare zuurstofconcentraties, waardoor andere waterplanten- en diersoorten in de problemen komen. Wat nitraatuitloging betreft, zijn de waarden uit de verschillende studies erg heterogeen, wat erop wijst dat omgevingsfactoren (zoals klimaat, bodemtype e.d.) een belangrijke rol spelen. Toch kan besloten worden dat conventionele landbouw per oppervlakte-eenheid een hogere nitraatuitloging vertoont dan de biologische landbouw, wat kan gelinkt worden aan drijvende krachten zoals een hogere meststofgift, minder gebruik van groenbedekkers, een lagere C/N-verhouding en een hogere veebezetting.

**FOSFORUITLOGING** - Gezien het beperkte aantal beschikbare studies is er geen eenduidige conclusie voor de P uitloging op biologische bedrijven t.o.v. vergelijkbare gangbare bedrijven. Wel zijn er aanwijzingen dat de P uitloging lager is op biologische bedrijven.. Indien we de P balans als proxy nemen, blijkt er duidelijk een lagere P input, P output en zelfs regelmatig een negatieve P-balans voor biologische bedrijven, uitgedrukt in kg/ha. De belangrijkste drijvende kracht is de lagere meststofgift op biologische bedrijven. Een negatieve P-balans betekent dat bij biologische landbouw netto P uit de bodem wordt onttrokken. Een te hoge P-voorraad in de bodem kan aldus weggewerkt worden. Op lange termijn moet dan wel rekening gehouden worden met een mogelijk P-deficiet en zal de fosforgift moeten bijgestuurd worden.

**BIODIVERSITEIT** - Zowel qua soortenrijkdom als qua abundantie binnen soorten blijkt biologische landbouw een positief effect te hebben, zo bevestigen de 4 belangrijkste en uitgebreide reviews ter zake. Een reeks managementpraktijken kunnen hiervoor aangehaald worden, met als belangrijkste het verbod op het gebruik van chemische gewasbeschermingsmiddelen en kunstmest, het actief beheer van niet beteelde habitats en akkerranden en het vaker voorkomen van mengteelt. Kwantificeren van de verschillen in soortenrijkdom en voorkomen van organismen binnen een bepaalde soort blijkt moeilijk, gezien de grote heterogeniteit tussen studies. Dit wordt bevestigd door de meta-analyse van Bengtsson et al. (2005).

**ORGANISCHE STOF** – Een hoog gehalte aan organische stof in de bodems is belangrijk omwille van verschillende redenen. Ten eerste vormt koolstof het belangrijkste bestanddeel van organische stof in de bodem die anders als broeikasgas in de atmosfeer zou bijdragen tot de opwarming van de aarde. Er wordt aangenomen dat organisch materiaal in de bodem gemiddeld voor 50 tot 58% uit koolstof bestaat (Platteau et al., 2005). In het kader van het Kyoto-protocol verbindt België zich er toe de emissies van CO<sub>2</sub> te minimaliseren en de reserves en fluxen van organische stof in de bodem te kwantificeren. Ten tweede is bodemorganische stof dé sleutelindicator voor bodemkwaliteit. Een optimaal gehalte aan organische stof impliceert een goede landbouw- en milieukundige conditie door onder andere verminderde erosie, een hoog bufferend en filterend vermogen en een rijke habitat voor levende organismen. Verlies aan organisch materiaal kan leiden tot een verminderde waterretentie en aldus droogte in drogere regio's en verminderde drainage in natte regio's. De evolutie van het koolstofpercentage in de Vlaamse akker- en weilanden vertoont een duidelijk dalende tendens tussen 1982 en 2005 met steeds meer percelen die beneden de optimale toestand komen te liggen. In akkerland steeg het aantal percelen onder de streefzone van 23 tot 50% en in weiland van 32 tot 53%. Volgens Mulier et al. (2006) heeft dat tussen 1990 en 2000 een jaarlijkse uitstoot van 2909 kton CO<sub>2</sub> veroorzaakt. Indien deze emissie mee zou genomen worden in de begroting van de broeikasgasuitstoot door de landbouwsector, dan zou dit de emissie in 1990 op sectorniveau met 24% verhogen. Voor heel Vlaanderen zou dit de berekende emissie verhogen met 3,6%.

Op basis van zowel de kwalitatieve als kwantitatieve informatie blijken de biologische landbouwpraktijken een positief effect te hebben op het organische stofgehalte in landbouwbodems en op de koolstofsequestratie, voornamelijk omdat meer met organische bemesting (compost en stalmest) wordt gewerkt en relatief meer grasland wordt aangehouden. We komen tot dit besluit gegeven het grote aantal studies die een positief verschil meten tegenover geen enkele studie met een negatief verschil (lager organisch C gehalte).

**BROEIKASGASSEN** – Meer broeikasgassen (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O en CFKs) in de atmosfeer leiden tot klimaatveranderingen in de wereld, met ongewenste effecten voor mens en milieu tot gevolg zoals bijvoorbeeld stijging van het zeeniveau, dalende gewasopbrengsten, verzuring van de zee, ondervoeding, ziektes, migratie, schade aan ecosystemen en verlies aan biodiversiteit. De landbouwproductie is medeverantwoordelijk voor de emissie van de drie belangrijkste broeikasgassen CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O. In 2004 was de landbouwproductie verantwoordelijk voor ongeveer 9.991 kton CO<sub>2</sub>-equivalenten of 10% van de broeikasgasemissies. Dit betekent een daling met 14% t.o.v. 1990, terwijl de totale emissie van broeikasgassen in Vlaanderen in dezelfde periode nog met 3,6% toenam. De emissie van broeikasgassen in de landbouwsector is een gevolg van methaanvergisting (CH<sub>4</sub>) bij de spijsvertering van herkauwers en bij mestopslag; van de productie van lachgas (N<sub>2</sub>O) uit biologische processen in de bodem, van het gebruik van fossiele brandstoffen (CO<sub>2</sub>- en N<sub>2</sub>O-

emissie) en van CO<sub>2</sub>-emissie door de daling van de bodemkoolstofvoorraad. Op basis van onze meta-analyse kunnen we besluiten dat biologische landbouw per hectare een duidelijk lagere broeikasgasemissie realiseert dan de gangbare productie. In het geval we focussen op de 2 verliesposten waar landbouw een prominente plaats inneemt, methaan en stikstofdioxide, blijkt per hectare opnieuw een betere score voor het biologische landbouwsysteem.

## **2.2 Vergelijking van de levenscyclus van gangbare en biologische preiproduktie**

In het kader van dit project vonden we het ook zinvol om via een zeer concrete case studie, met name de levenscyclusanalyse van biologische en gangbare prei, inzicht te bekomen in de milieubelasting van beide productiesystemen. We kozen voor de preiteelt aangezien dit één van de belangrijkste openlucht groenteteelten is in Vlaanderen.

Uit de vergelijkende Levenscyclusanalyse (LCA) van biologische en gangbare prei is gebleken dat de milieubelasting per m<sup>2</sup> veroorzaakt door de gangbare teelt groter is dan de impact veroorzaakt door de biologische teelt en dit voor alle beschouwde impactcategorieën. Voor de categorieën humane toxiciteit en terrestrische ecotoxiciteit is de grotere negatieve impact van de gangbare productie per hectare voornamelijk toe te schrijven aan het gebruik van de bestrijdingsmiddelen bij de gangbare productiewijze. De hogere N-emissies afkomstig van de toegediende meststoffen bepalen de grotere impactscores voor eutrofiëring en verzuring. Vooral het hogere brandstofverbruik per hectare bepaalt de uitputting van de abiotische grondstoffen, de impact op het broeikaseffect, de aantasting van de ozonlaag en fotochemische smogvorming.

Wanneer we echter kijken naar de milieubelasting per ton geproduceerde prei dan treedt er een belangrijke verschuiving op aangezien de gangbare productie prei per hectare een heel stuk hoger ligt dan de biologische. De biologische teelt scoort nog steeds aanzienlijk beter inzake de terrestrische ecotoxiciteit (1% => slechts 1% van de toxiciteit bij het gangbare systeem), de toxiciteit voor de mens (25%) en bijdrage aan het broeikaseffect (45%). Voor de andere categorieën ligt de impact van beide productiesystemen bij vergelijking per kg geproduceerde prei echter in dezelfde grootte-orde. Bio scoort nog een fractie beter inzake verzuring (85%), terwijl de gangbare productie iets beter scoort qua uitputting van abiotische grondstoffen (88%), aantasting van de ozonlaag (85%) en photochemische oxidatie (76%).

## **2.3 Vergelijking biologische en gangbare gewasbeschermingsmiddelen**

Het mag duidelijk wezen dat biologische groententelers zelden gewasbeschermingsmiddelen toepassen, maar eerder opteren voor alternatieve maatregelen ter bescherming van hun teelt. Samengevat kan geconcludeerd worden dat wat betreft risico's voor mens en milieu, ingeschat op basis van de PRIBEL-methodologie, de biologische groenteteelt een beduidend betere score haalt. Daar er doorgaans slechts enkel *Bacillus thuringiensis* wordt gebruikt in vergelijking met de verschillende behandelingen met insecticiden, fungiciden en herbiciden in bloemkool en voornamelijk in prei, en omdat *Bacillus thuringiensis* bovendien slechts een lage toxiciteit vertoont ten opzichte van het milieu, resulteert dit logischerwijs in een opmerkelijk beter risicoprofiel voor de biologische teelt.

Bij deze conclusie maken we twee kanttekeningen. Een eerste is dat van een aantal biologische gewasbeschermingsmiddelen de toxiciteit op mens en milieu nog onvoldoende gekend is. Een tweede dat onze analyse gebeurde voor de groenteteelt. Een evaluatie van

andere teelten – bijvoorbeeld de aardappelteelt of de fruitteelt waar een bredere waaier aan natuurlijke middelen wordt ingezet, zoals bijvoorbeeld koper en zwavel en een aantal insecticiden op basis van pyrethrine- zou een completer beeld kunnen schetsen van de vergelijking tussen risico's in gangbare versus biologische teelt.

### **3 Vergelijking bio en gangbare groenten qua nutritionele en toxicologische eigenschappen**

Wanneer biologische en gangbare groenten qua nutritionele en toxicologische eigenschappen worden vergeleken, kunnen we niet besluiten dat bio duidelijk beter scoort. Er zijn tot nog toe erg weinig goede gepaarde studies die deze vergelijking maken. Toch geven de data die we gebruikt hebben al een goede indicatie dat bio groenten in het algemeen niet significant beter scoren op deze punten. Afhankelijk van het beschouwde nutriënt of contaminant en de beschouwde groente scoort bio soms beter en soms slechter dan zijn gangbare tegenhanger. Zo blijkt op basis van onze gegevens dat het gehalte aan vitamine C significant lager is in bio wortel en aardappel, maar significant hoger in bio tomaat. Ook per groente zijn er geen eenduidige trends. Zo scoort bijvoorbeeld bio wortel beter voor het gehalte aan bèta-caroteen, maar slechter voor vitamine C en kalium en even goed voor calcium.

Deze resultaten lijken algemene claims als “bio groenten zijn gezonder” of “bio groenten zijn veiliger” uit te sluiten. Misschien kan bijkomend grootschaliger onderzoek met gecontroleerde en gepaarde studies in de toekomst daar verandering in brengen, maar op basis van onze resultaten lijkt dat niet zo waarschijnlijk.

Naast de evaluatie van potentiële productverschillen is kort nagegaan of het consumptiepatroon inzake groenten en aardappelen verschillend is tussen bio en niet-bio consumenten. Hieruit blijkt dat bio consumenten meer groenten eten met hogere inname van nutriënten en contaminanten tot gevolg. Om de impact van mogelijke verschillen tussen bio en gangbare voedingsmiddelen op de gezondheid te bepalen zijn echter bijkomende onderzoeken nodig zoals gecontroleerde interventiestudies op mensen en dieren (Lietz 2006) en in vitro studies (Brandt and Seal, 2005).

Tenslotte geldt nog steeds de aanbeveling om dagelijks voldoende groenten te eten omwille van hun gunstig effect op de gezondheid. Zowel biologische als gangbare groenten kunnen hiertoe bijdragen.

## **4 Consumentengedrag en -perceptie**

### **4.1 Theoretisch kader en methodologie**

In de literatuur zijn verschillende modellen van consumentengedrag terug te vinden die eigenlijk steeds vijf stappen onderscheiden: (1) de herkenning van een nood, (2) het zoeken van informatie; (3) het afwegen van verschillende alternatieven, (4) de aankoop van het op dat ogenblik als best beschouwde alternatief, (5) de evaluatie van de verrichte aankoop.

Consumenten kiezen bij een koopproces uit een aantal alternatieven om een probleem op te lossen. Bio en gangbare producten kunnen in die zin als alternatieven beschouwd worden. Ze worden hierbij beïnvloed door beperkingen qua budget, tijd en de capaciteit voor opname en verwerking van informatie. Consumenten zullen uit de aangeboden alternatieven een keuze maken, rekening houdend met motieven, waarden, normen en voorkeuren. Met ons onderzoek hebben we de rol van dergelijke factoren geanalyseerd.

Voor de gegevensverzameling hebben we gebruik gemaakt van een gestructureerde vragenlijst. Deze is verspreid aan 1200 personen waar dankzij een zeer hoge respons 529 bruikbare enquêtes uit zijn gekomen (44%).

### **4.2 Consumentengedrag**

Uit de analyse van de bekomen gegevens blijkt dat de consumenten in vier duidelijk verschillende segmenten kunnen onderverdeeld worden afhankelijk van de mate waarin zij bio groenten consumeren. Bij de bespreking van de resultaten vergelijken we deze verschillende groepen met elkaar.

Volgende interessante bevindingen zijn gedaan ivm de socio-demografische en –economische factoren en hun invloed op de aankoop en consumptie van (bio) groenten:

- 1) Consumenten die veel biologische groenten eten, eten ook meer groenten in het algemeen.
- 2) Voor light users van bio groenten is de aankoop via de supermarkt veel belangrijker dan voor heavy users. Heavy users halen ook een groot deel groenten uit de eigen tuin.
- 3) Consumenten die kinderen hebben blijken significant meer bio groenten aan te kopen.
- 4) Naarmate het aantal kinderen toeneemt blijkt ook de consumptie van bio significant toe te nemen.
- 5) Of consumenten in aanraking gekomen zijn met ziekten van psychische of fysieke aard hetzij rechtstreeks of in hun omgeving blijkt geen significante invloed te hebben op de consumptie van bio groenten.
- 6) Het opleidingsniveau en het gezinsinkomen blijken geen significant effect te hebben op de consumptie van bio groenten.
- 7) Er is wel vastgesteld dat jongeren in de categorie van 18 tot 25 jaar aanzienlijk minder bio groenten gebruiken.

### **4.3 Consumentenperceptie**

Wat betreft de perceptie van bio groenten werden de volgende interessant vaststellingen gedaan.

- 1) Mensen met een betere perceptie van bio groenten, consumeren ook aanzienlijk meer bio groenten. Of misschien is het zo dat mensen die meer bio groenten consumeren er een betere perceptie van hebben. In welke richting die link vooral werkt, hebben we niet kunnen afleiden.
- 2) Er is een duidelijk positieve correlatie tussen perceptie van goede smaak van bio en consumptie van bio ( $r=0,583$ ). Ook een positieve perceptie over de gezondheid van bio is positief gecorreleerd met de consumptie ervan ( $r=0,435$ ).
- 3) Tussen non-users en light users zijn de verschillen qua perceptie beperkt, behalve dan voor smaak en gezondheid, waarbij de light-users voor beiden toch een significant hogere score geven aan bio. Dit bevestigt voor een deel de stelling dat vooral smaak en gezondheid belangrijk zijn om “light users” te overtuigen om bio te kopen.
- 4) Tussen mannen en vrouwen vinden we geen significante verschillen inzake perceptie over bio.
- 5) Er zijn geen significante verschillen in perceptie tussen bewoners van stad of platteland.
- 6) Consumenten in de leeftijdscategorie 18-25 jaar hebben een significant minder positieve perceptie dan “oudere” consumenten. Dit verklaart ongetwijfeld ook voor een stuk de lagere consumptie van bio in deze leeftijdscategorie.
- 7) Consumenten met kinderen hebben een significant betere perceptie over bio producten.
- 8) Een betere kennis van bio leidt tot een meer positieve perceptie over bio. Dit kan leiden tot de aanbeveling dat het voor de bio sector belangrijk kan zijn om consumenten meer te informeren over de principes van de biologische landbouw.

MOTIVATIES - De belangrijkste motivaties voor het consumeren van bio volgens de respondenten zijn dat ze: geen (synthetische) gewasbeschermingsmiddelen bevatten, milieuvriendelijker zijn, gezonder zijn, een betere kwaliteit hebben, een betere smaak hebben, veiliger zijn, beter voor de kinderen zijn, ...

Volgende zaken zijn voor de respondenten geen belangrijke redenen om bio te kopen: “modern en trendy”, “het is eens iets anders”, “de gangbare variant bestaat niet”.

DREMPELS - De belangrijkste barrière voor het consumeren van bio blijkt duidelijk de “hoge prijs” die door alle groepen behalve de “heavy users” als een belangrijke drempel wordt gezien. Ook “onvoldoende beschikbaarheid” van bio groenten vormt een niet onbelangrijke drempel voor de medium en de light users. Een “gebrek aan geloof in bio” en “een gebrek aan verschil” zijn ook belangrijke drempels voor de “non users”. Sensorische of zichtbare eigenschappen van bio groenten worden door geen enkele groep als belangrijke drempel ervaren.

IMAGO BIO CONSUMENT - Het beeld van de non users over bio consumenten is overwegend positief. Zij vinden dat volgende eigenschappen de biologische consument kenmerken: jong, eerder kritisch en rijk, in lichte mate modern, levensgenieter, gecontroleerd, ethisch en gezond. De hoogste scores worden gegeven aan milieubewust, idealistisch en diervriendelijk. De bio consumenten hebben een vrij gelijkaardig beeld over zich zelf. Bio consumenten vinden zich in vergelijking met de antwoorden van de niet-bio consumenten ouder, kritischer, socialer, diervriendelijker, milieubewuster en gezonder. Ze vinden zichzelf minder rijk en minder idealistisch dan de niet-biologische consumenten hen zien.

WILLINGNESS TO PAY – Op basis van de enquêteresultaten hebben we een vraagfunctie geschat die aangeeft welke meerprijs groepen consumenten willen betalen voor bio groenten

ten opzichte van gangbare groenten. We deden dit afzonderlijk voor light users, medium en heavy users. Ook hebben we een raming gemaakt voor de Vlaamse populatie. Hieruit blijkt onder andere dat 19% van deze populatie niet bereid is om ook maar iets extra te betalen voor bio groenten. 40% geeft aan bereid te zijn om meer dan 10% extra te betalen voor bio groenten. 9% is bereid om meer dan 25% extra te betalen voor bio groenten. 5% is bereid om meer dan 40% extra te betalen voor bio groenten en slechts 1% is bereid om meer dan 60% extra te betalen voor bio groenten.

**KEUZE-EXPERIMENT.** Aan het onderzoek is ook een keuze-experiment toegevoegd dat toelaat interessante besluiten te trekken over de afweging van consumenten inzake verschillende eigenschappen van biologische en gangbare groenten, in concreto wortel. In het keuze-experiment moesten de consumenten kiezen op basis van zes criteria: het merk (BIO, A-merk of B-merk), de mate van vervuiling via nitraatverliezen, de mate van invloed op biodiversiteit, het gehalte aan “schadelijke” residuën (steeds onder de wettelijk toegelaten norm), het gehalte aan het positieve Bèta-caroteen (precursor van vitamine A) en tenslotte de prijs.

Uit de resultaten blijkt dat voor de non-users enkel de prijs en het gehalte aan residu's de aankoop significant beïnvloeden. Bij light users spelen ook het merk, het gehalte aan Bèta-caroteen en de uitspoeling van nitraten een significante rol. Voor medium users is ook de bijdrage aan de biodiversiteit belangrijk, waarmee alle criteria een significante rol spelen bij het aankoopproces. Voor de heavy users zijn alle criteria significant, behalve de prijs. We stelden ook in het vorige deel reeds vast dat de meeste heavy users minder prijsgevoelig zijn.

## **5 Perceptie versus wetenschappelijke feiten**

### **5.1 Perceptie over meerwaarde bio in het algemeen**

Uit de analyse van antwoorden op vragen in de enquête naar de perceptie over de meerwaarde van bio blijkt dat de “heavy users”-groep gemiddeld een beter beeld heeft over de meerwaarde van bio dan de “medium users”-groep, die op zijn beurt een beter beeld heeft dan de “light users”-groep, die op zijn beurt een beter beeld heeft dan de “non users”-groep.

Het wordt ook duidelijk dat de gemiddelde antwoordscores voor alle gebruikersgroepen en dus ook voor de non users in het voordeel is van bio. Voor de non users zijn er dus andere argumenten die maken dat ze geen bio kopen, met name vooral de momenteel te hoge prijzen.

### **5.2 Vergelijking met wetenschappelijke feiten**

Als we de perceptie van de Vlaamse consumenten, benaderd door de 263 niet-Velt leden, bekijken dan blijkt dat de Vlaamse consumenten gemiddeld een licht positief beeld hebben over de meerwaarde van biologische landbouw en voeding. Maar de nuanceringsen inzake de meerwaarde van bio voor de verschillende categoriën kunnen ze moeilijk maken. Wanneer de wetenschappelijke literatuur geen uitsluitsel geeft over de meerwaarde van bio dan blijft de gemiddelde Vlaming vasthouden aan zijn licht positief beeld en overschat hij de meerwaarde van bio wellicht licht. Wanneer de wetenschappelijke literatuur wel een duidelijke



meerwaarde aangeeft, blijft de gemiddelde Vlaming ook vasthouden aan zijn licht positief beeld en onderschat hij de meerwaarde van bio wellicht licht.

Wat betreft de stelling “Er is een grotere biodiversiteit (variatie kruiden, insecten, ...) op & rond biologische akkers dan op gangbare” lijken de meest correcte antwoorden op basis van de meta-analyse “eens” tot “helemaal eens”, hier onderschat 58% van de Vlamingen de meerwaarde van bio en ligt de gemiddelde antwoordscore van 5 (~ “licht eens”) ook te laag.

Wat betreft de stelling: “Bij bio landbouw is er een lagere verontreiniging met nitraten van het grondwater per hectare” lijken op basis van de meta-analyse de scores “licht eens” tot “helemaal eens” het meest correct (~score 5 à 7). Ongeveer 34% van de “Vlamingen” gaf de score “neutraal” (~ score 4) of lager en onderschat op dit punt de positieve impact van de biologische productie. De gemiddelde antwoordscore van 5,2 voor de “Vlamingen” ligt ook aan de lage kant.

Wat betreft de stelling: “Bio producten bevatten meer gifstoffen van schadelijke schimmels dan gangbare producten”, kan op basis van de wetenschappelijke literatuur momenteel geen uitsluitend gemaakt worden of bio beter dan niet slechter scoort. De gemiddelde antwoordscore van Vlamingen (3,5 ~ “licht oneens” tot “neutraal”) lijkt in die zin iets te positief.

Wat betreft de stelling: “Biologische groenten bevatten meer voedingsstoffen (bv. vitamines en mineralen) dan gangbare groenten.” kan op basis van de huidige beschikbare data geen algemene conclusie getrokken worden wat betreft verschillen in voedingswaarde en contaminatiegraad tussen biologische en gangbare groenten. Afhankelijk van het beschouwde nutriënt of contaminant scoort bio soms beter en soms slechter dan zijn gangbare tegenhanger. Op basis van deze gegevens lijkt een neutrale score (“4”) het meest correct. De gemiddelde Vlaamse antwoordscore van 4,4 is hier niet ver van verwijderd maar lijkt de meerwaarde van bio licht te overschatten.

Wat betreft de stelling: “Biologische groenten bevatten meer schadelijke micro-organismen (bacteriën, schimmels of virussen) dan gangbare groenten” lijkt op basis van de wetenschappelijke literatuur de keuze voor “neutraal” tot “licht eens” het meest aangewezen. De gemiddelde “Vlaamse” antwoordscore van 3,4 (~ “licht oneens” tot “neutraal”) en de spreiding van de antwoorden geven aan dat de Vlamingen op dit punt een iets te positief beeld hebben over bio.

Wat betreft de stelling: “Biologische groenten bevatten minder ongewenste stoffen (bv. pesticiden en nitraten) dan gangbare groenten” bedroeg de gemiddelde antwoordscore van de “Vlaming” 5,6 (“licht eens” tot “eens”). Op basis van onze meta-analyse kunnen we geen algemene besluiten trekken dat bio beter of slechter zou zijn wat betreft de nitraatgehaltes in groenten. De meta-analyse resulteerde enerzijds in significant lagere nitraatgehaltes in biologische sla, aardappel en wortel in vergelijking met de gangbare soorten, maar anderzijds in significant hogere nitraatgehaltes in biologische spinazie in vergelijking met gangbare spinazie. Het overzicht van de literatuur geeft wel aan dat de kans om pesticidenresidu's op bio groenten aan te treffen kleiner is dan op gangbare groenten.

# DEEL 8: LITERATUURLIJST

## 1 Referenties kadering onderzoek en methodologie

Arnqvist, G., & Wooster, D. (1995). Metaanalysis - Synthesizing Research Findings in Ecology and Evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(6), 236-240.

Bichel Committee (1998). Report from the Bichel Committee - Organic Scenarios for Denmark. 118 p.

COM (2000). Communication from the commission to the council and the European Parliament. Indicators for the Integration of Environmental Concerns into the Common Agricultural Policy. Brussels, 26.01.2000xxx, COM (2000) 20 final.

Cooper, J., C. Leifert, et al. (2007). Handbook of organic food quality and safety. Cambridge, Woodhead Publishing Ltd, Abington; sales@woodhead-publishing.com.

EEA (1999). Environmental indicators: typology and overview. Technical report n° 25, European Environment Agency, Copenhagen.  
[http://reports.eea.eu.int/TEC25/en/tech\\_25\\_text.pdf](http://reports.eea.eu.int/TEC25/en/tech_25_text.pdf)

Hansen, B., H. F. Alroe, et al. (2001). "Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark." *Agriculture Ecosystems & Environment* 83(1-2): 11-26.

Hedges, L.V., Gurevitch, J., & Curtis, P.S. (1999). The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. *Ecology*, 80(4), 1150-1156.

Huber, M., Adriaansen-Tennekes, R., van de Vijver, L. (2006). Verantwoorde en Communiceerbare gezondheidsargumenten bij biologische producten. Louis Bolk Instituut, LBI 2006 0112, 31p.

Huber, M Doesburg P, Andersen J-O, Paulsen M, Kahl J, Busscher N, Mergardt G, Kretschmer S, Zalecka A, Meelursam A, Baars E, Van de Vijver L, Nierop D (2007a). Validation of the visual evaluation. Development of a profiling instrument for Visual Evaluation by a panel according to ISO-norms for sensory analyses. Triangle report nr 5. Louis Bolk Instituut publication number GGV07. [www.louisbolk.nl](http://www.louisbolk.nl)

Huber M (editor) (2007b). Organic, More Healthy? A search for biomarkers of potential health effects induced by organic products, investigated in a chicken model. Louis Bolk Instituut publication number M22, Organic Food, Quality and Health publication number FQH05; ISBN 978-90-74021-56-2; [www.louisbolk.nl](http://www.louisbolk.nl)

Meul, M., Van Passel, S. Nevens, F., Dessen, J., Rogge, E., Mulier, A., Van Hauwermeiren, A. (2007). An integrated farm sustainability monitoring tool: methodology and application on Flemish dairy farms. *Agronomy for Sustainable Development*, *submitted*.

OECD (1993). OECD core set of indicators for environmental performance reviews. Environment monographs N° 83. Paris, Organisation for Economic Cooperation and Development, 39p.

Osenberg, C.W., Sarnelle, O., Cooper, S.D., & Holt, R.D. (1999). Resolving ecological questions through meta-analysis: Goals, metrics, and models. *Ecology*, 80(4), 1105-1117.

Peeters A., Biolders C, Hermy M., Mathijs E., Muys B., Vanclooster M. (2005). SPSD II Framework for assessing sustainability levels in Belgian agricultural systems (SAFE). Belgian Science Policy, Brussels, 125 p.

Platteau, J., Bas, L., Bernaerts, E., Campens, V., Carels, K., Demuynck, E., Hens, M., Overloop, S., Samborski, V., Smets, D., Van Gijseghe, D., Vriesacker, M., Wustenberghs, H. (2006). Landbouwbeleidsrapport 2005 (LARA). Brussel, Administratie, Departement Landbouw en Visserij, Afdeling Monitoring en Studie, D/2006/3241/155, pp. 240.

Van Steertegem, M. (eindredactie) (2006). Milieurapport Vlaanderen, Mira-t 2006, Leuven, LannooCampus, 272 blz. Verhaegen, E., Wustenberghs, H. & Lauwers, L. (2003). Elements for "green accounts" for the agricultural sector. Tapas 2002. Environmental aspects of agricultural accounts. Execution report, Centrum voor Landbouweconomie, Brussel, 105 p.

Wustenberghs, H., Verhaegen, E., Lauwers, L., De Haes, E. & Vervaet, M. (2005). Towards integrated economic and environmental agricultural accounts. Tapas 2003, Environmental aspects of agricultural accounts, execution report, Centrum voor Landbouweconomie, Brussel, 98 p.

## **2 Referenties deel milieu**

### **2.1 Meta-analyse**

Abdi, H. (2007). The Binomial Distribution - The Binomial and Sign Tests. In: Neil Salkind (Ed.) (2007). *Encyclopedia of Measurement and Statistics*. Thousand Oaks (CA): Sage.

Badgley, C., Moghtader, J., Quintero, E., Zakem, E., Chappell, M.J., Aviles-Vazquez, K., et al. (2007). Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 22(2), 86-108.

Bengtsson, H., Oborn, I., Jonsson, S., Nilsson, I., & Andersson, A. (2003). Field balances of some mineral nutrients and trace elements in organic and conventional dairy farming - a case study at Ojebyn, Sweden. *European Journal of Agronomy*, 20(1-2), 101-116.

Bengtsson, J., Ahnstrom, J., & Weibull, A.C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 261-269.

Benton, T. G., J. A. Vickery, et al. (2003). "Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?" *Trends in Ecology & Evolution* 18(4): 182-188.

Biro, B., Varga, G., Hartl, W., & Nemeth, T. (2005). Soil quality and nitrate percolation as affected by the horticultural and arable field conditions of organic and conventional agriculture. *Acta Agriculturae Scandinavica: Section B, Soil & Plant Science*, 55(2), 111-119.

Clark, M.S., Horwath, W.R., Shennan, C., & Scow, K.M. (1998). Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agronomy Journal*, 90(5), 662-671.

Cohen, J. (1988). *Statistical power analysis for the behavioral sciences* (2nd ed.). Hillsdale, NJ: Lawrence Earlbaum Associates.

Condrón, L.M., Cameron, K.C., Di, H.J., Clough, T.J., Forbes, E.A., McLaren, R.G., et al. (2000). A comparison of soil and environmental quality under organic and conventional farming systems in New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 43(4), 443-466.

Cuttle, S.P., & Jarvis, S.C. (1995). Clover and Fertilizer Based Strategies to Limit Nitrate Leaching in Conventional Agriculture - Relevance of Research to Organic Farming Systems. *Biological Agriculture & Horticulture*, 11(1-4), 135-144.

De Batselier, N. (1993). *Mestactieplan. VLM*, Brussel, 108 pp.

De Neve, S., Dieltjens, I., Moreels, E., & Hofman, G. (2003). Measured and simulated nitrate leaching on an organic and a conventional mixed farm. *Biological Agriculture & Horticulture*, 21(3), 217-229.

Dumortier, M., De Bruyn, L., Peymen, J., Schneiders, A., Van Daele, T., Weyembergh, G., van Straaten, D. & Kuijken, E. (2003). *Natuurrapport 2003. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid*. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Ekholm, P., Turtola, E., Gronroos, J., Seuri, P., & Ylivainio, K. (2005). Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 110(3-4), 266-278.

Eltun, R. (1995). Comparisons of Nitrogen Leaching in Ecological and Conventional Cropping Systems. *Biological Agriculture & Horticulture*, 11(1-4), 103-114.

Fagerberg, B., Salomon, E., & Jonsson, S. (1996). Comparisons between conventional and ecological farming systems at Ojebyn - Nutrient flows and balances. *Swedish Journal of Agricultural Research*, 26(4), 169-180.

FAO (2000). *World watch list for domestic animal diversity*. 3rd edition. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.

Gosling, P., & Shepherd, M. (2005). Long-term changes in soil fertility in organic arable farming systems in England, with particular reference to phosphorus and potassium. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 105(1-2), 425-432.

Goulding, K., Stockdale, E., Fortune, S.a., & Watson, C. (2000). Nutrient cycling on organic farms. *Journal of the Royal Agricultural Society of England*, 161, 66-75.

Gustafson, G.M., Salomon, E., Jonsson, S., & Steineck, S. (2003). Fluxes of K, P, and Zn in a conventional and an organic dairy farming system through feed, animals, manure, and urine-a case study at Ojebyn, Sweden. *European Journal of Agronomy*, 20(1-2), 89-99.

Haas, G., Wetterich, F., & Kopke, U. (2001). Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83(1-2), 43-53.

Hack-ten Broeke, M.J. (2000). Nitrate leaching from dairy farming on sandy soils. Ph.D. Thesis, Wageningen University, The Netherlands.

Hansen, B., Kristensen, E.S., Grant, R., Høgh-Jensen, H., Simmelsgaard, S.E., & Olesen, J.E. (2000). Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems - a systems modelling approach. *European Journal of Agronomy*, 13(1), 65-82.

Hansen, B., Alroe, H.F., & Kristensen, E.S. (2001). Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83(1-2), 11-26.

Hedges, L.V., Gurevitch, J., & Curtis, P.S. (1999). The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. *Ecology*, 80(4), 1150-1156.

Hole, D. G., A. J. Perkins, et al. (2005). "Does organic farming benefit biodiversity?" *Biological Conservation* 122(1): 113-130.

Kirchmann, H., & Bergstrom, L. (2001). Do organic farming practices reduce nitrate leaching? *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32(7-8), 997-1028.

Knudsen, M.T., Kristensen, I.B.S., Berntsen, J., Petersen, B.M., & Kristensen, E.S. (2006). Estimated N leaching losses for organic and conventional farming in Denmark. *Journal of Agricultural Science*, 144, 135-149.

Korsaeth, A., & Eltun, R. (2000). Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year field experiment in Norway. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 79(2-3), 199-214.

Langmeier, M. (2002). Nitrogen fertilizer value of cattle manure applied on soils originating from organic and conventional farming systems *Agronomie* 22 (7/8), 789-800.

Loes, A.K., & Ogaard, A.F. (2001). Long-term changes in extractable soil phosphorus (P) in organic dairy farming systems. *Plant and Soil*, 237(2), 321-332.

Lord, E., Stopes, C. and Philipps, L. (1997). Assessment of relative nitrate losses from organic and conventional farming systems, based on recent measurements. Final Report to MAFF, Contract OFO 141. UK ADAS, Wolverhampton

Mader, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., & Niggli, U. (2002). The ins and outs of organic farming. *Science*, 298(5600), 1889-1890.

Marinari, S., Mancinelli, R., Carnipiglia, E., & Grego, S. (2006). Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in Central Italy. *Ecological Indicators*, 6(4), 701-711.

Nguyen, M.L., Haynes, R.J., & Goh, K.M. (1995). Nutrient Budgets and Status in 3 Pairs of Conventional and Alternative Mixed Cropping Farms in Canterbury, New-Zealand. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 52(2-3), 149-162.

Olesen, J.E.B., J.; Petersen, B.M. and Kristensen, I.S. (2004). In Nitrate leaching from organic and conventional crop production farms. Paper presented at the The role of part-time and pluri-active farmers in rural development and natural resource management, Hotel Propellen, Billund, 22-24 April 2004. NJF Seminars 357.

Philipps, L. and Stopes, C.E. (1995). Organic rotations and nitrate leaching in the UK. *Biological Agriculture and Horticulture*, 11, 123-134.

Poudel, D.D., Horwath, W.R., Lanini, W.T., Temple, S.R., & van Bruggen, A.H.C. (2002). Comparison of soil N availability and leaching potential, crop yields and weeds in organic, low-input and conventional farming systems in northern California. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 90(2), 125-137.

Rosegrant, M., Sulser, T. and Halberg, N. (2006) Organic agriculture and food security. Paper presented at Joint Organic Congress, Odense, Denmark, May 30-31, 2006.

Salo, T., & Turtola, E. (2006). Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 113(1-4), 98-107.

Sileika, A.S., & Guzyš, S. (2003). Drainage runoff and migration of mineral elements in organic and conventional cropping systems. *Agronomie*, 23(7), 633-641.

Steinshamn, H., Thuen, E., Bleken, M.A., Brenoe, U.T., Ekerholt, G., & Yri, C. (2004). Utilization of nitrogen (N) and phosphorus (P) in an organic dairy farming system in Norway. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 104(3), 509-522.

Stockdale, E.A., Watson, C.A., Black, H.I.J. and Philipps, L. (2006). Do Farm Management Practices Alter Below-Ground Biodiversity and Ecosystem Function? ~Implications for Sustainable Land Management. JNCC Report No: 364. © JNCC, Peterborough 2006 ISSN 0963 8901

Stolze, M., Piorr, A., Häring, A., & Dabbert, S. (2000). The Environmental Impacts of Organic Farming in Europe.

Stopes, C., Lord, E.I., Philipps, L., & Woodward, L. (2002). Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice. *Soil Use and Management*, 18(s1), 256-263.

Sukkel, W., Spruijt, J., Peppelman, G. & Vermeij, I. (2007). Verantwoorde en communiceerbare argumenten bij biologische producten: milieueffecten. RapportPPO 362, Wageningen UR, 75p.

Syvasalo, E., Regina, K., Turtola, E., Lemola, R., & Esala, M. (2006). Fluxes of nitrous oxide and methane, and nitrogen leaching from organically and conventionally cultivated sandy soil in western Finland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 113(1-4), 342-348.

Taube, F., Loges, R., Kelm, M., & Latacz-Lohmann, U. (2005). A comparative assessment of the performance of organic and conventional arable farming systems on high-quality soils in Northern Germany. *Berichte Uber Landwirtschaft*, 83(2), 165-176.

Torstensson, G., Aronsson, H., & Bergstrom, L. (2006). Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agronomy Journal*, 98(3), 603-615.

van Diepeningen, A.D., de Vos, O.J., Korthals, G.W., & van Bruggen, A.H.C. (2006). Effects of organic versus conventional management on chemical and biological parameters in agricultural soils. *Applied Soil Ecology*, 31(1-2), 120-135.

Van Gijsegheem, D., Overloop, S., Buysse, M., Stengée, K., Ducheyne, S. & Dumortier, M. (2002). 2.12. Vermesting. Achtergronddocument MIRA-T 2002. Vlaamse Milieumaatschappij, <http://www.milieurapport.be>

Verbruggen, I., Nevens, F. en Reheul, D. (2003). Risico voor nitraatuitspoeling onder grasklaver en onder gras zonder klaver: een vergelijking. Steunpunt Duurzame Landbouw. Publicatie 3, 32 p.

Watson, C.A., Bengtsson, H., Ebbesvik, M., Loes, A.K., Myrbeck, A., Salomon, E., et al. (2002). A review of farm-scale nutrient budgets for organic farms as a tool for management of soil fertility. *Soil Use and Management*, 18(s1), 264-273.

## **2.2 Referenties luik organische stof**

Armstrong-Brown S., Cook, H.F. & McRae, S.G. (1995). Investigations into soil organic matter as affected by organic farming in south-east England. In: *Soil Management in Sustainable Agriculture*, eds HF Cook & HC Lee, Wye College Press Wye, pp 189-200.

Bakken, A.K., Breland, T.A., Haraldsen, T.K., Aamlid, T.S., & Sveistrup, T.E. (2006). Soil fertility in three cropping systems after conversion from conventional to organic farming. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science*, 56(2), 81 - 90.

Clark, M.S., Horwath, W.R., Shennan, C., & Scow, K.M. (1998). Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agronomy Journal*, 90(5), 662-671.

Condrón, L.M., Cameron, K.C., Di, H.J., Clough, T.J., Forbes, E.A., McLaren, R.G., et al. (2000). A comparison of soil and environmental quality under organic and conventional farming systems in New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 43(4), 443-466.

Cuvaradic, M., Seremesic, S., & Novakovic, N. (2006). In C.B. Andreasen, L. Elsgaard, L. Sondergaard Sorensen, & G. Hansen (Eds.), *Soil Fertility in Organic Farming in the First Years After Transition*. Paper presented at the European Joint Organic Congress Odense, Denmark.

Dendoncker, N., Van Wesemael, B., Rounsevell, M.D.A., Roelandt, C., & Lettens, S. (2004). Belgium's CO<sub>2</sub> mitigation potential under improved cropland management. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 103(1), 101-116.

Fliessbach, A., & Mader, P. (2000). Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 32(6), 757-768.

Fliessbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L., & Mader, P. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, In Press, Corrected Proof.

Foereid, B., & Hogh-Jensen, H. (2004). Carbon sequestration potential of organic agriculture in northern Europe - a modelling approach. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 68(1), 13-24.

Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., & Verhagen, J. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122(1), 1-23.

Friedel, J.K. (2000). The effect of farming system on labile fractions of organic matter in Calcareo-Epithelial Regosols. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 163(1), 41-45.

Girvan, M.S., Bullimore, J., Pretty, J.N., Osborn, A.M., & Ball, A.S. (2003). Soil type is the primary determinant of the composition of the total and active bacterial communities in arable soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(3), 1800-1809.

Gosling, P., & Shepherd, M. (2005). Long-term changes in soil fertility in organic arable farming systems in England, with particular reference to phosphorus and potassium. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 105(1-2), 425-432.

Gosling, P.a.S., Mark (2002). In J.a.e.a. Powell (Ed.), *Theory and reality of organic soil fertility - organic matter*. Paper presented at the UK Organic Research 2002 Conference, Aberystwyth, 26-28 March 2002.

Hansen, B., Alroe, H.F., & Kristensen, E.S. (2001). Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83(1-2), 11-26.

Korschens, M., Weigel, A. & Schulz, E. (1998). Turnover of soil organic matter SOM and long-term balances - tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Pflanzenernähr Bodenk* 161, 409-424.

Liebig, M.A., & Doran, J.W. (1999). Impact of organic production practices on soil quality indicators. *Journal of Environmental Quality*, 28(5), 1601-1609.



Loes, A.K., & Ogaard, A.F. (1997). Changes in the nutrient content of agricultural soil on conversion to organic farming in relation to farm-level nutrient balances and soil contents of clay and organic matter. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 47(4), 201-214.

Mader, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., & Niggli, U. (2002). Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296(5573), 1694-1697.

Marriott, E.E., & Wander, M.M. (2006). Total and labile soil organic matter in organic and conventional farming systems. *Soil Science Society of America Journal*, 70(3), 950-959.

Mulier, A., Nevens, F. en Hofman, G. (2006). Daling van de organische stof in Vlaamse landbouwgronden. Analyse van mogelijke oorzaken en aanbevelingen voor de toekomst. *Steunpunt Duurzame Landbouw. Publicatie 24*, 63 p.

Nguyen, M.L., Haynes, R.J., & Goh, K.M. (1995). Nutrient Budgets and Status in 3 Pairs of Conventional and Alternative Mixed Cropping Farms in Canterbury, New-Zealand. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 52(2-3), 149-162.

Shepherd, M.A., Harrison, R., & Webb, J. (2002). Managing soil organic matter - implications for soil structure on organic farms. *Soil Use and Management*, 18(s1), 284-292.

Sleutel, S., De Neve, S., & Hofman, G. (2007). Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78(3), 265-278.

Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R., & Eden, P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63(4), 337-365.

Stolze, M., Piorr, A., Häring, A., & Dabbert, S. (2000). The Environmental Impacts of Organic Farming in Europe.

Vanden Auweele W., Boon W., Bries J., Coppens G., Deckers S., Elsen F., Mertens J., Vandendriessche H., Ver Elst P., Vogels N. (2004). De chemische bodemvruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw- en weilandareaal 2002-2003, Bodemkundige Dienst van België, Heverlee, 138p.

## **2.3 Referenties luik broeikasgassen**

Brouwers, J., Claes, K., Moorkens, I., Briffaerts, K., Van Rompaey, H., De Groote, W., Boeckx, P. en van Wesemael, B. 2004. 2.12 Klimaatverandering. In Van Steertegem, M.(ed.). *Mira-T 2004, Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: thema's*. LannooCampus, Leuven, p. 285-302.

Bakken, A. K., T. A. Breland, et al. (2006). "Soil fertility in three cropping systems after conversion from conventional to organic farming." *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science* 56(2): 81 - 90.

Benton, T. G., J. A. Vickery, et al. (2003). "Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?" *Trends in Ecology & Evolution* 18(4): 182-188.

Brandt, K. and C. Seal (2005). Advantages and Pitfalls of different types of studies for investigations of the impact on food on health. European Joint Conference - Organic farming and European Rural Development; pp. 614-615. Odense - Denmark.

Casey, J. W. and N. M. Holden (2006). "Greenhouse gas emissions from conventional, agri-environmental scheme, and organic Irish suckler-beef units." *Journal of Environmental Quality* 35(1): 231-239.

Cederberg, C. and B. Mattsson (2000). "Life cycle assessment of milk production -- a comparison of conventional and organic farming." *Journal of Cleaner Production* 8(1): 49-60.

Clark, M. S., W. R. Horwath, et al. (1998). "Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices." *Agronomy Journal* 90(5): 662-671.

Condon, L. M., K. C. Cameron, et al. (2000). "A comparison of soil and environmental quality under organic and conventional farming systems in New Zealand." *New Zealand Journal of Agricultural Research* 43(4): 443-466.

Cooper, J., C. Leifert, et al. (2007). *Handbook of organic food quality and safety*. Cambridge, Woodhead Publishing Ltd, Abington; sales@woodhead-publishing.com.

Cuttle, S. P. and S. C. Jarvis (1995). "Clover and Fertilizer Based Strategies to Limit Nitrate Leaching in Conventional Agriculture - Relevance of Research to Organic Farming Systems." *Biological Agriculture & Horticulture* 11(1-4): 135-144.

Cuvaradic, M., S. Seremesic, et al. (2006). *Soil Fertility in Organic Farming in the First Years After Transition*. European Joint Organic Congress Odense, Denmark.

Dalgaard, R., N. Halberg, et al. (2006). "Modelling representative and coherent Danish farm types based on farm accountancy data for use in environmental assessments." *Agriculture Ecosystems & Environment* 117(4): 223-237.

Dalgaard, T., N. Halberg, et al. (2001). "A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming." *Agriculture Ecosystems & Environment* 87(1): 51-65.

de Boer, I. J. M. (2003). "Environmental impact assessment of conventional and organic milk production." *Livestock Production Science* 80(1-2): 69-77.

Dendoncker, N., B. Van Wesemael, et al. (2004). "Belgium's CO<sub>2</sub> mitigation potential under improved cropland management." *Agriculture Ecosystems & Environment* 103(1): 101-116.

Flessa, H., R. Ruser, et al. (2002). "Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) from two farming systems in southern Germany." *Agriculture Ecosystems & Environment* 91(1-3): 175-189.

Fliessbach, A. and P. Mader (2000). "Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems." *Soil Biology & Biochemistry* 32(6): 757-768.

Fliessbach, A., H.-R. Oberholzer, et al. "Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming." *Agriculture, Ecosystems & Environment* In Press, Corrected Proof.

Foereid, B. and H. Hogh-Jensen (2004). "Carbon sequestration potential of organic agriculture in northern Europe - a modelling approach." *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68(1): 13-24.

Freibauer, A., M. D. A. Rounsevell, et al. (2004). "Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe." *Geoderma* 122(1): 1-23.

Friedel, J. K. (2000). "The effect of farming system on labile fractions of organic matter in Calcari-Epileptic Regosols." *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 163(1): 41-45.

Girvan, M. S., J. Bullimore, et al. (2003). "Soil type is the primary determinant of the composition of the total and active bacterial communities in arable soils." *Applied and Environmental Microbiology* 69(3): 1800-1809.

Gosling, P. and M. Shepherd (2005). "Long-term changes in soil fertility in organic arable farming systems in England, with particular reference to phosphorus and potassium." *Agriculture Ecosystems & Environment* 105(1-2): 425-432.

Gosling, P. a. S., Mark (2002). *Theory and reality of organic soil fertility - organic matter.* UK Organic Research 2002 Conference, Aberystwyth, 26-28 March 2002.

Haas, G., F. Wetterich, et al. (2001). "Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment." *Agriculture Ecosystems & Environment* 83(1-2): 43-53.

Hansen, B., H. F. Alroe, et al. (2001). "Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark." *Agriculture Ecosystems & Environment* 83(1-2): 11-26.

Hole, D. G., A. J. Perkins, et al. (2005). "Does organic farming benefit biodiversity?" *Biological Conservation* 122(1): 113-130.

Huber, M., J. Bloksma, et al. (2006). *Challenges for an organic food quality concept - The inner Quality Concept.* European Joint Organic Congress. Odense, Denmark.

Kirchmann, H. and L. Bergstrom (2001). "Do organic farming practices reduce nitrate leaching?" *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32(7-8): 997-1028.

Leifeld, J. and H. Fuhrer (2005). "Greenhouse gas emissions from Swiss agriculture since 1990: implications for environmental policies to mitigate global warming." *Environmental Science & Policy* 8(4): 410-417.

Liebig, M. A. and J. W. Doran (1999). "Impact of organic production practices on soil quality indicators." *Journal of Environmental Quality* 28(5): 1601-1609.

Lietz, G. (2006). How should we test organic products in human intervention trials? European Joint Conference - Organic farming and European Rural Development; pp. 616.

Loes, A. K. and A. F. Ogaard (1997). "Changes in the nutrient content of agricultural soil on conversion to organic farming in relation to farm-level nutrient balances and soil contents of clay and organic matter." *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science* 47(4): 201-214.

Lotter, D. W. (2003). "Organic agriculture." *Journal of Sustainable Agriculture* 21(4): 59-128.

Mader, P., A. Fliessbach, et al. (2002). "Soil fertility and biodiversity in organic farming." *Science* 296(5573): 1694-1697.

Marriott, E. E. and M. M. Wander (2006). "Total and labile soil organic matter in organic and conventional farming systems." *Soil Science Society of America Journal* 70(3): 950-959.

Nguyen, M. L., R. J. Haynes, et al. (1995). "Nutrient Budgets and Status in 3 Pairs of Conventional and Alternative Mixed Cropping Farms in Canterbury, New-Zealand." *Agriculture Ecosystems & Environment* 52(2-3): 149-162.

Olesen, J. E., K. Schelde, et al. (2006). "Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms." *Agriculture Ecosystems & Environment* 112(2-3): 207-220.

Pinares-Patino, C. S., P. D'Hour, et al. (2007). "Effects of stocking rate on methane and carbon dioxide emissions from grazing cattle." *Agriculture Ecosystems & Environment* 121(1-2): 30-46.

Salo, T. and E. Turtola (2006). "Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland." *Agriculture Ecosystems & Environment* 113(1-4): 98-107.

Shepherd, M. A., R. Harrison, et al. (2002). "Managing soil organic matter - implications for soil structure on organic farms." *Soil Use and Management* 18(s1): 284-292.

Sleutel, S., S. De Neve, et al. (2007). "Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium)." *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78(3): 265-278.

Stoate, C., N. D. Boatman, et al. (2001). "Ecological impacts of arable intensification in Europe." *Journal of Environmental Management* 63(4): 337-365.

Stolze, M., A. Piorr, et al. (2000). *The Environmental Impacts of Organic Farming in Europe*.

Syvasalo, E., K. Regina, et al. (2006). "Fluxes of nitrous oxide and methane, and nitrogen leaching from organically and conventionally cultivated sandy soil in western Finland." *Agriculture Ecosystems & Environment* 113(1-4): 342-348.

Wood, R., M. Lenzen, et al. (2006). "A comparative study of some environmental impacts of conventional and organic farming in Australia." *Agricultural Systems* 89(2-3): 324-348.

## **2.4 Referenties PRIBEL**

Consleg (1991). Council Directive of 15 July 1991 concerning the placing of plant protection products on the market (91/414/EEC). Consolidated text 1991L0414-01/01/2004, 194p.

Consleg (1991). Geconsolideerde tekst samengesteld door het CONSLEG-systeem: CONSLEG 1991R2092-23/03/2002. Verordening (EEG) nr. 2092/91 van de Raad van 24 juni 1991 inzake de biologische productiemethode en aanduidingen dienaangaande op landbouwproducten en levensmiddelen (94 pp.).

Consleg (1991). Geconsolideerde tekst samengesteld door het CONSLEG-systeem: CONSLEG 1991R2092-01/05/2004. Verordening (EEG) nr. 2092/91 van de Raad van 24 juni 1991 inzake de biologische productiemethode en aanduidingen dienaangaande op landbouwproducten en levensmiddelen (98 pp.).

Copping, L.G. (2001). *The BioPesticide Manual, Second Edition*. British Crop Protection Council, Surrey, UK, 528 pp.

EEG (2002). Verordening EG Nr. 473/2002 van de Commissie van 15 maart 2002 tot wijziging van de bijlagen I, II en VI van Verordening (EEG) nr. 2092/91 van de Raad inzake de biologische productiemethode en aanduidingen dienaangaande op landbouwproducten en levensmiddelen en houdende uitvoeringsbepalingen inzake de overdracht van informatie over het gebruik van koperverbindingen.

Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen (FAVV) (2006). Report of monitoring results concerning Directives 90/642/EEC, 76/895/EEC and Commission Recommendation 2005/178/EC. Pesticide residue monitoring in food of plant origin in Belgium, 2005.

Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen (FAVV) (2007). Pers. comm. Jean-François Schmit.

Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu (FOD VVVL) (2007). Pers. comm. Herman Fontier.

Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu (FOD VVVL) (2005). Federaal Programma ter Reductie van Pesticiden en Biociden in België. Belgisch Staatsblad, 11.03.2005.

Fytoweb, [www.fytoweb.fgov.be](http://www.fytoweb.fgov.be), 2007.

Integra bvba (2005). Toelichting bij de wetgeving voor landbouwers inzake de plantaardige biologische productie. Integra bvba (Certificerings- en controleorganisatie voor landbouw en voeding), Antwerpen, 18pp, [www.integra-bvba.be](http://www.integra-bvba.be)

Interprovinciaal Proefcentrum voor de Biologische Teelt (PCBT) (2007). Pers. comm. Lieven Delanote & Femke Temmerman.

Meekens E.t.m. & Den Belder E (2003). Visie biologische boeren op inzet van biologische en natuurlijke middelen. Plant Research International B.V., rapport 62, Wageningen.

National Institute for Occupational Safety and Health (2007). International Chemical Safety Cards, [www.cdc.gov/niosh](http://www.cdc.gov/niosh).

Tomlin, C.D.S. (2006). The Pesticide Manual, Fourteenth Edition. British Crop Protection Council, Hampshire, UK, 1349 pp.

Vercruyssen, F., Steurbaut, W. (2002). POCER, the pesticide occupational and environmental risk indicator. Crop Protection, 21, 307-315.

Vergucht, S. (2005). Impactindicatoren als hulpmiddel voor pesticidenreductieprogramma's. Scriptie voorgedragen tot het behalen van de graad van bio-ingenieur in de milieutechnologie. Universiteit Gent.

Vergucht, S., Hartz, P., Pineros, J., Delouvroy, O., Pussemier, L. and Steurbaut, W. (2006). Belgian pesticide risk and use indicators methodology "PRIBEL". Federal Public Service, Health, Food Chain Safety and Environment, Brussels, Belgium, 105 p.

## 2.5 Referenties LCA

Audsley, E., Alber, S., Clift, R., Cowell, S., Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Jolliett, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce, D., Roger, E., Teulon, H., Weidema, B., van Zeijts, H. (2003). Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final Report Concerted Action AIR3-CT94-2028, 101p.

Birkved, M. & Hauschild, M. (2003). PestLCI – A pesticide distribution model for LCA. Development of a pesticide distribution model for use in life cycle inventory analysis. Institute for Product Development, Technical University of Denmark, Lyngby, Denmark, 75p.

Birkved, M. & Hauschild, M. (2006). PestLCI – A model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. *Ecological Modelling*, **198**: 433-451.

Bøckman, O.C., Kaarstad, O., Lie, O.H., Richards, I. (1990). Agriculture and fertilizers. Norsk Hydro as Agricultural Group.

Bouwman, A.F. (1995). Compilation of a global inventory of emissions on nitrous oxide. Ph.D. thesis, University of Wageningen, Wageningen, Nederland.

Bras-Klapwijk, R., Heijungs, R. en Van Mourik, P. (2003). Levenscyclusanalyse voor onderzoekers, ontwerpers en beleidsmakers. Delft, University Press, 203p.

Brentrup, F. (2003). Life cycle assessment to evaluate the environmental impact of arable crop production. Ph.D. thesis, University of Hannover, Germany, 187p.

Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., Lammel, J. (2004a). Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology - I. Theoretical concept of LCA tailored to crop production. *Europ. J. Agronomy*, **20**: 247-264.

Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., Lammel, J. (2004b). Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology - II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *Europ. J. Agronomy*, **20**: 247-264.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Kuhlmann, H. (2000). Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as input to LCA studies in the agricultural sector. *Int. J. LCA*, **5**: 349-357.

Charles, R., Joliet, O., Gaillard, G., Pellet, D. (2006). Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **113**: 216-225.

Cowell, S.J. (2000). Conclusions of the working group on non-nitrogenous substances. Ed. In Weidema, B.P. & Meeusen, vol 2, 59-65.

Davis, J. & Haglund, C. (1999). Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production. Fertiliser Products Used in Sweden and Western Europe. SIK-Report No. 654. Master Thesis, Chalmers University of Technology.

ECETOC (European Chemical Industry Ecology & Toxicology Centre) (1994). Ammonia emissions to air in Western Europe. Technical Report No. 62, ECETOC, Brussels, Belgium.

Frischknecht, R. & Jungbluth, N. (2004). SimaPro Database Manual – The ETH-ESU 96 libraries. Pré Consultants and ESU-services. 54 p.

Frischknecht, R., Hofstetter, P., Knoepfel, I., Dones, R., Zollinger, E. (1994). Ökoinventare für Energiesysteme. Eidgenössische Technische Hochschule (ETH), Laboratorium für Energiesysteme, Zürich

Gaillard, G., Crettaz, P., Hausheer, J. (1997). Umweltinventare der landwirtschaftlichen Inputs im Pflanzenbau. FAT Schriftenreihe Nr. 46. FAT (Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik), Tänikon, Ettenhausen, CH.

Green, M.B. (1987). Energy in pesticide manufacture, distribution and use<sup>3</sup> In: Hezel ZR (ed.) Energy in Plant Nutrition and Pest Control, Energy in World Agriculture Vol. 2: 165-177.

Guinée, J., Gorée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., De Koning, A., Van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H., De Bruijn, H., Van Duin, R., Huijbregts, M. (2001). Levenscyclusanalyse – De ISO-normen uitgewerkt in een praktijkgerichte

handleiding. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer en Centrum voor Milieukunde, Leiden, Nederland, 121p.

Haas, G., Wetterich, F., Geier, U. (2000). Framework in Agriculture on the Farm Level. *Int. J. LCA*, **5**: 1-4.

Heijungs, R., Guinée, J., Huppes, G., Lankreijer, R., Udo de Haes, H. en Wegener Sleeswijk, A. (1992a). Milieugerichte levenscyclusanalyse van produkten - Handleiding - oktober 1992. Centrum voor Milieukunde, Leiden, Nederland, 100p.

Heijungs, R., Guinée, J., Huppes, G., Lankreijer, R., Udo de Haes, H. en Wegener Sleeswijk, A. (1992b). Milieugerichte levenscyclusanalyse van produkten – Achtergronden – oktober 1992. Centrum voor Milieukunde, Leiden, Nederland, 140p.

Horlacher, D. & Marschner, H. (1990). Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **153**: 107-115.

Huijbregts, M.A.J. (1999). Priority assessment of toxic substances in the frame of LCA – Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA. Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Sciences, Univeristy of Amsterdam, The Netherlands, 65p.

Huijbregts, M.A.J., Thissen, U., Guinée, J.B., Jager, T., Kalf, D., van de Meent, D., Ragas, A.M.J., Wegener Sleeswijk, A., Reijnders, L. (2000). Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere*, **41**: 541-573.

Jeng, A., Knapp Haraldsen, T., Vagstad, N., Grønlund, A. (2004). Meat and bone meal as nitrogen fertilizer to cereals in Norway. *Agricultural and Food Science*, **13**: 268-275.

Kramer, K.J., Ploeger, C., van Woerden, S.C. (2000). Biologische glasgroenteteelt – Tussenrapportage bedrijfseconomische en milieukundige aspecten 1998-1999. Project 1211, Proefstation voor Bloemisterij en Glasgroente, Naaldwijk, Nederland, 44p.

KTBL (2005). Dieselkraftstoffbedarf bei landwirtschaftlichen Arbeiten. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt, Deutschland, 30p.

Linders, J.B.H.J., Jansma, J.W., Mensink, B.J.W.G., Oterman, K. (1994). Pesticides: Benefication or Pandora's box? A synopsis of the environmental aspects of 243 pesticides. Report No. 679101014, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands, 240p.

Meeusen-van Onna, M.J.G & Meeusen-van Onna, M.J.G. (1996). Toepassing van LCA voor agrarische producten – Deel 4c: Ervaringen met de methodiek in de case bio-energie. Rapport 130, Centrum voor Milieukunde, Universiteit Leiden, Leiden, Nederland, 119p.

Menzi, H., Haldemann, C., Kessler, K. (1993). Schwermetalle in den Hofdünger – Ein Thema mit Wissenlücken. In: Scheiwz. Landb. Fo., **32**, 159-167.



Nemecek, T. & Erzinger, S. (2005). Modelling representative life cycle inventories for Swiss arable crops. *Int. J. LCA*, 10 (1): 68-75.

Nienhuis, J. & de Vreede, P. (1994) Milieugerichte levenscyclusanalyse in de glastuinbouw: Bruikbaarheid. Proefstation voor Tuinbouw onder Glas (PTG), Naaldwijk, Nederland, 136p.

Pluimers, J., Kroeze, C., Bakker, E., Challa, H., Hordijk, L. (2000). Quantifying the environmental impact of production in agriculture and horticulture in The Netherlands: which emissions do we need to consider? *Agricultural Systems*, 66: 167-189.

Sengers, H.H.W.J.M., van Zeijts, H., Reus, J.A.W.A. (1996). Toepassing van LCA voor agrarische producten – Deel 1: Methodische kernpunten; Deel 2: Aanvulling op de *Handleiding LCA*; Deel 3: Methodische achtergronden. Rapport 130, Centrum voor Milieukunde, Universiteit Leiden, Leiden, Nederland, 119p.

Syracuse Research Corporation (2003). Interactive PhsProp Database Demo. Syracuse Research Corporation, NY, USA. Beschikbaar op: <http://www.syrres.com/esc/physdemo.htm>

Tomlin (2003). The Pesticide Manual, thirteenth edition. British Crop Protection Council, U.K., 1344p.

USDA (2004). Windows pesticide screening tool (WIN-PST). United States Department of Agriculture, National Resource Conservation Service, Portland, OR, USA.

Van den Berg, N., Dutilh, C., Huppes, G. (1995). Beginning LCA - A guide into environmental Life Cycle Assessment. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden, Nederland, 52 p.

Vandenberghe, A., Cools, A., Van Lierde, D. (2006). Inventarisatie van gegevens over het gebruik en/of milieurisico's van gewasbeschermingsmiddelen en nutriënten in de Vlaamse tuinbouw. Tussentijds rapport ALT-project 2003/07, ILVO (Instituut voor Landbouw en Visserij Onderzoek, Merelbeke, België, 260p.

van Woerden, S.C. (2001). Biologische glasgroenteteelt – Rapportage bedrijfseconomische en milieukundige aspecten 1999-2000. GT 11015, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving – Sector glastuinbouw, Wageningen, Nederland, 32p.

van Zeijts, H. & Reus, J.A.W.A. (1996). Toepassing van LCA voor agrarische producten – Deel 4a: Ervaringen met de methodiek in de case akkerbouw. Rapport 130, Centrum voor Milieukunde, Universiteit Leiden, Leiden, Nederland, 119p.

van Zeijts, H., Leneman, H., Wegener Sleeswijk, A. (1999). Fitting fertilisation in LCA: allocation to crops in a cropping plan. *Journal of Cleaner Production*, 7: 69-74.

Wegener Sleeswijk, A., Kleijn, R., Meeusen-van Onna, M.J.G., Leneman, H., Sengers, H.H.W.J.M., van Zeijts, H., Reus, J.A.W.A. (1996). Toepassing van LCA voor agrarische producten – Deel 1: Methodische kernpunten; Deel 2: Aanvulling op de *Handleiding LCA*; Deel 3: Methodische achtergronden. Rapport 130, Centrum voor Milieukunde, Universiteit Leiden, Leiden, Nederland, 119p.

Weidema, B.P., Pedersen, R.L., Drivsholm, T.S. (1995). Life cycle screening of food products – Two examples and some methodological proposals. Danish Academy of Technical Sciences – ATV, Lyngby.

Weidema, B.P. & Meeusen, M.J.G. (2000a). Agricultural data for Life Cycle Assessments – Volume 1. Concerted Action PL-97-3079 of the EU Food and Agricultural Programme (FAIR), Report 2.00.01, Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague, The Netherlands, 195p.

Weidema, B.P. & Meeusen, M.J.G. (2000b). Agricultural data for Life Cycle Assessments – Volume 2. Concerted Action PL-97-3079 of the EU Food and Agricultural Programme (FAIR), Report 2.00.01, Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague, The Netherlands, 155p.

Wood, S. & Cowie, A. (2004). A review of greenhouse gas emission factors for fertiliser production. Research and Development Division, State Forests of New South Wales. Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting. For IEA Bioenergy Task 38, 20p.

### **3 Referenties deel voeding**

ADRIAANSEN-TENNEKES, R., BLOKSMA, J., HUBER, M. A. S., BAARS, T., DE WIT, J. & BAARS, E. W. (2005). Biologische producten en gezondheid. Resultaten melkonderzoek 2005, Louis Bolk Instituut, Driebergen, Nederland, 33p.

AMLINGER, F. (1993). Handbuch der Compostierung. Report on handling manure, BMLF, Wien, 282p.

ANDJELKOVIC, M., VAN CAMP, J., SOCACIU, C. & VERHE, R. (2006). Evaluation of the Content and bioactivity of phenolic compounds in olive oil. In Proceedings of 12th PhD Symposium on Applied biological sciences, Ghent, Belgium, 19-23p.

VERY, D. (1998). The Hidden Dangers of Organic Food. American Outlook, Hudson Institute, Fall 1998.

BAERT, K. (2007). An integrated risk assessment of patulin in apple juices throughout the food chain. Doctoral dissertation, Ghent, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, 215p.

BENBROOK, C. (2007). Dietary exposure to pesticides from organic and conventional food production systems. In: Handbook of organic food safety and quality; Cooper, J.; Niggli, U.; Leifert, C.; Woodhead Publishing Ltd. Abington, Camlbridge; pp. 265-296

BENNETT, R. N. & WALLSGROVE, R. M. (1994). Secondary metabolites in plant defencemechanisms. New Phytologist, 127: 617-633.

BERNHOF, A., TORP, M., CLASEN, P.-E., UHLIG, S. & HEIER, B.T. (2003). Less fusarium infection and mycotoxins in organically than in conventionally grown grain. In Proceedings of a symposium held at the Norwegian Academy of Science and Letters, Oslo, Norway, 16-17 October, 2003.

- BHATTACHARYA, A., BANU, J., RAHMAN, M., CAUSEY, J. & FERNANDES, G. (2006). Biological effects of conjugated linoleic acids in health and disease. *The Journal of Nutritional Biochemistry*, 17: 789-810.
- Bitaud C, 2000, 'Study on pesticide residues in organic food products in France', *The World Grows Organic: Proceedings from the 13th IFOAM Scientific Conference*, Basel, Switzerland, 28–31 Aug 2000, p. 311
- BLOCK, G., PATTERSON, B. & SUBAR, A. (1992). Fruit, Vegetables, and Cancer Prevention - A Review of the Epidemiologic Evidence. *Nutrition and Cancer-An International Journal*, 18: 1-29.
- BOURN, D. & PRESCOTT, J. (2002). A comparison of the nutritional value, sensor qualities, and food safety of organically and conventionally produced foods. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 42: 1-34.
- BRANDT, K. & MOLGAARD, J. P. (2001). Organic agriculture: does it enhance or reduce the nutritional value of plant foods? *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 81: 924-931.
- BROWN, C. R. (2005). Antioxidants in potato. *American Journal of Potato Research*, 82: 163-172.
- CHUNG, J. C., CHOU, S. S. & HWANG, D. F. (2004). Changes in nitrate and nitrite content of four vegetables during storage at refrigerated and ambient temperatures. *Food Additives and Contaminants*, 21: 317-322.
- CIRILLO, T., RITIENI, A., VISIONE, M. & COCCHIERI, R. A. (2003). Evaluation of conventional and organic Italian foodstuffs for deoxynivalenol and fumonisins B-1 and B-2. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 51: 8128-8131.
- COLBORN, T., DUMANOSKI, D. & MYERS, J. (1996). *Our stolen future*. UK, Abacus publishers,
- DANIEL, O., MEIER, M. S., SCHLATTER, J. & FRISCHKNECHT, P. (1999). Selected phenolic compounds in cultivated plants: Ecologic functions, health implications, and modulation by pesticides. *Environmental Health Perspectives*, 107: 109-114.
- DANISH INSTITUTE OF AGRICULTURAL SCIENCES (DIAS) (2002). Comparison of the total conjugated linolic acid content in organically and non-organically produced milk.
- DE BONT, R. & VAN LAREBEKE, N. (2004). *Gezondheidseffecten van pesticiden*. Steunpunt Milieu & Gezondheid, België.

dE DECKERE, E. A. M., KORVER, O., VERSCHUREN, P. M. & KATAN, M. B. (1998). Health aspects of fish and n-3 polyunsaturated fatty acids from plant and marine origin. *European Journal of Clinical Nutrition*, 52: 749-753.

DE GEETER, H. (2001). Ter Zake: Zware metalen in de voeding. Nutrition Information Center, Nutrinews, juni 2001.

DESOBRY, S. A., NETTO, F. M. & LABUZA, T. P. (1998). Preservation of beta-carotene from carrots. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 38: 381-396.

DEWHURST, R. J., FISHER, W. J., TWEED, J. K. S. & WILKINS, R. J. (2003). Comparison of grass and legume silages for milk production. 1. Production responses with different levels of concentrate. *Journal of Dairy Science*, 86: 2598-2611.

DE WIT, J., WAGENAAR, J. P., DE VRIES, A. & BAARS, T. (2006). Milk fatty acids in relation to feeding practices on Dutch organic farms. Louis Bolk Instituut, Driebergen, Nederland.

DIETZ, J.M. & ERDMAN, J.W. (1989). Effects of thermal processing upon vitamins and proteins in foods. *Nutrition today*, 24: 6-13.

DIXON, R. A. & PAIVA, N. L. (1995). Stress-Induced Phenylpropanoid Metabolism. *Plant Cell*, 7: 1085-1097.

DOLL, S., VALENTA, H., DANICKE, S. & FLACHOWSKY, G. (2002). Fusarium mycotoxins in conventionally and organically grown grain from Thuringia/Germany. *Landbauforschung Volkenrode*, 52: 91-96.

DUMAS, Y., DADOMO, M., DI LUCCA, G. & GROLIER, P. (2003). Effects of environmental factors and agricultural techniques on antioxidant content of tomatoes. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 83: 369-382.

EG VERORDENING Nr. 2092/91 (24 juni 1991). Verordening inzake de biologische produktiemethode en aanduidingen dienaangaande op landbouwprodukten en levensmiddelen en de wijzigingen en aanvullingen bij deze wetgeving.

EG VERORDENING Nr. 1924/2006 (20 december 2006). Verordening inzake voedings- en gezondheidsclaims voor levensmiddelen.

ENSER, M., HALLET, K., HEWETT, B., FURSEY, C. A. J., WOOD, J.D. & HARRINGTON, G. (1996). Fatty acid content and composition of UK beef and lamb muscle in relation to production system and implication for human nutrition. *Meat Science*, 41: 949-951.

FAO (2000). Food safety and quality as affected by organic farming. In *Proceedings of the 22nd FAO regional conference for Europe*, 24-28th July, Porto, Portugal, 18p.

FAULKS, R. & REYNOLDS, C. (2003). Response to the FSA consultation on proposed research on organic and conventionally-grown (so called 'non-organic') fruits and vegetables. Institute of Food Research, UK.

FIEVEZ, V. (2004). Inleidend voorstel voor vergelijkend onderzoek naar omega-3 vetzuren en CLA in biologische en gangbare melk. Niet gepubliceerd.

FIEVEZ, V. (2005). Biomelk bevat meer gezonde vetzuren. De Standaard 7 juni 2005, 10p.

FLACHOWSKY, G. (2000). Content of conjugated linoleic acid in beef from organically raised cattle - Comment. *Ernährungs-Umschau*, 47: 272-272.

FOOD STANDARDS AGENCY (FSA) (2000). Position Paper: Food Standards Agency view on organic foods, 23 August, 2000. [www.foodstandards.gov.uk/](http://www.foodstandards.gov.uk/)

FOOD STANDARDS AGENCY (FSA) (2001). UK monitoring programme for nitrate in lettuce and spinach. Food Surveillance Information Sheet No. 16/01, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, UK.

GRUSAK, M. A. (2002). Enhancing mineral content in plant food products. *Journal of the American College of Nutrition*, 21: 178S-183S.

GUADAGNIN, S. G., RATH, S. & REYES, F. G. R. (2005). Evaluation of the nitrate content in leaf vegetables produced through different agricultural systems. *Food Additives and Contaminants*, 22: 1203-1208.

HAHLBROCK, K. & SCHEEL, D. (1989). Physiology and Molecular-Biology of Phenylpropanoid Metabolism. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 40: 347-369.

HERMAN, L., UYTENDAELE, M. & HEYNDRICKX, M. (2006). Bacteriële veiligheid van biologisch geproduceerde landbouwproducten. Werkgroep van het Wetenschappelijk comité van het FAVV (Sc Com 2001/35).

HERMS, D. A. & MATTSON, W. J. (1992). The Dilemma of Plants - to Grow Or Defend (*Q Rev Biol*, Vol 67, Pg 283, 1992). *Quarterly Review of Biology*, 67: 478-478.

HOFFLAND, E., NIEMANN, G. J., VANPELT, J. A., PUREVEEN, J. B. M., EIJKEL, G. B., BOON, J. J., LAMBERS, H. (1996). Relative growth rate correlates negatively with pathogen resistance in radish: The role of plant chemistry. *Plant Cell and Environment*, 19: 1281-1290.

HOGGE GEZONDHEIDSRAAD (HGR) (2006). Voedingsaanbevelingen voor België (herziene versie). Ministerie van Sociale Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu, België, 55p.

HOHL, U., NEUBERT, B., PFORTE, H., SCHONOF, I. & BOHM, H. (2001). Flavonoid concentrations in the inner leaves of head lettuce genotypes. *European Food Research and Technology*, 213: 205-211.

HOLDEN, P. (2002). Organic farming, food quality and human health: a review of the evidence. Report of The Soil Association, UK, 87p.

HOOGENBOOM, L. A. P., BOKHORST, J. G., NORTHOLT, M. D., BROEX, N. J. G., MEVIUS, D., MEIJS, J. A. C., & VAN DER ROEST, J. (2006). Contaminanten en micro-organismen in biologische producten: vergelijking met gangbare producten. Rapport, nr. 2006.002, Nederland, 52p.

HOWARD, L. R., PANDJAITAN, N., MORELOCK, T. & GIL, M. I. (2002). Antioxidant Capacity and Phenolic Content of Spinach As Affected by Genetics and Growing Season. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50: 5891-5896.

HUBER, M.A.S., ADRIAANSEN-TENNEKES, R. & VAN DE VIJVER, L.P.L. (2006). Verantwoorde en communiceerbare gezondheidsargumenten bij biologische producten. Rapport LBI 2006 0112, 3-31, Louis Bolk Instituut, Nederland, 30p.

HUNG, H. C., JOSHIPURA, K. J., JIANG, R., HU, F. B., HUNTER, D., SMITH-WARNER, S. A., COLDITZ, G. A., ROSNER, B., SPIEGELMAN, D. & WILLETT, W. C. (2004). Fruit and vegetable intake and risk of major chronic disease. *Journal of the National Cancer Institute*, 96: 1577-1584.

INSTITUTE OF MEDICINE (IOM) (2001). Food and Nutrition Board. Dietary reference intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc. Washington, DC, National Academy Press, 800p.

JOHNSON, I. T. (2007). Phytochemicals and cancer. *Proceedings of the nutrition society* 66: 207-215.

JORGENSEN, K., HUUSFELDT LARSEN, E., PETERSEN, A., HALKJAER LUND, K., HILBERT, G., LYHNE ANDERSEN, N., HALLAS-MOLLER, T. & CHRISTIAN LARSEN, J. (2001). Chemical Contaminants. Food monitoring, 1993-1997. Report Part 2, 133p.

KADER, A. A. (1987). Influence of pre-harvest and post-harvest environment on nutritional composition of fruits and vegetables. *Proceedings of the 1st International Symposium on Horticulture and Human Health*, 12-15th April, Arlington, VS, 18-32.

KORICHEVA, J., LARSSON, S., HAUKIOJA, E. & KEINANEN, M. (1998). Regulation of woody plant secondary metabolism by resource availability: hypothesis testing by means of meta-analysis. *Oikos*, 83: 212-226.

KRIS-ETHERTON, P. M., HARRIS, W. S. & APPEL, L. J. (2002). Fish consumption, fish oil, omega-3 fatty acids, and cardiovascular disease. *Circulation*, 106: 2747-2757.

KRIS-ETHERTON, P. M., HARRIS, W. S. & APPEL, L. J. (2003). Omega-3 fatty acids and cardiovascular disease: new recommendations from the American Heart Association. *Arteriosclerosis Thrombosis and Vascular Biology*, 23: 151-152.

KUC, J. (1995). Phytoalexins, Stress Metabolism, and Disease Resistance in Plants. *Annual Review of Phytopathology*, 33: 275-297.

KUDVA, I. T., BLANCH, K. & HOVDE, C. J. (1998). Analysis of *Escherichia coli* O157 : H7 survival in ovine or bovine manure and manure slurry. *Applied and Environmental Microbiology*, 64: 3166-3174.

LE GALL, G., DUPONT, M. S., MELLON, F. A., DAVIS, A. L., COLLINS, G. J., VERHOEYEN, M. E. & COLQUHOUN, I. J. (2003). Characterization and Content of Flavonoid Glycosides in Genetically Modified Tomato (*Lycopersicon esculentum*) Fruits. *Journal of agricultural and food chemistry*, 51: 2438-2446.

LESTER, G. E. & EISCHEN, F. (1996). Beta-carotene content of post-harvest orange-fleshed muskmelon fruit: Effect of cultivar, growing location and fruit size. *Plant Foods for Human Nutrition*, 49: 191-197.

MAFF, (2000). Annual Report of the Working Party on Pesticide Residues 1999, Health and Safety executive, MAFF Publications, London

MALMAURET, L., PARENT-MASSIN, D., HARDY, J. L. & VERGER, P. (2002). Contaminants in organic and conventional foodstuffs in France. *Food Additives and Contaminants*, 19: 524-532.

MARMER, W. N., MAXWELL, R. J. & WILLIAMS, J. E. (1984). Effects of Dietary Regimen and Tissue Site on Bovine Fatty-Acid Profiles. *Journal of Animal Science*, 59: 109-121.

MATSUKI, M. (1996). Regulation of plant phenolic synthesis: From biochemistry to ecology and evolution. *Australian Journal of Botany*, 44: 613-634.

MAYNARD, D., BARKER, A., MINOTI, P. & PECK, N. (1976). Nitrate accumulation in vegetables. *Advances in Agronomy*, 28: 71-118

MOLKENTIN, J. & GIESEMANN, A. (2007). Differentiation of organically and conventionally produced milk by stable isotope and fatty acid analysis. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 388: 297-305.

MOZAFAR, A. (1993). Nitrogen Fertilizers and the Amount of Vitamins in Plants - A Review. *Journal of Plant Nutrition*, 16: 2479-2506.

MUIR, D. C. G., WAGEMANN, R., HARGRAVE, B. T., THOMAS, D. J., PEAKALL, D. B. & NORSTROM, R. J. (1992). Arctic Marine Ecosystem Contamination. *Science of the Total Environment*, 122: 75-134.

NESS, A. R. & POWLES, J. W. (1997). Fruit and vegetables, and cardiovascular disease: A review. *International Journal of Epidemiology*, 26: 1-13.

NOWACKI, E., JURZYSTA, M. & GORSKI, P. (1975). Study on Origin and Protective Function of Alkaloids in Plants .2. Effect of Availability of Nitrogen on Alkaloid Synthesis in

Solanaceae. Bulletin de l'Académie Polonaise des Sciences-Série des Sciences Biologiques, 23: 219-225.

OLIVEIRA, C., FERREIRA, A. C. S., PINTO, M. M., HOGG, T., ALVES, F. & DE PINHO, P.G. (2003). Carotenoid compounds in grapes and their relationship to plant water status. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 51: 5967-5971.

PASTUSCHENKO, V., MATTHES, H.-D., HEIN, T. & HOLZER, Z. (2000). Impact of cattle grazing on meat fatty acid composition in relation to human nutrition. In *Proceedings 13th International IFOAM Scientific Conference* (ed. T. Alföldi, W. Lockeretz, U. Niggli), Basel, Switzerland, 293–296p.

PHILLIPS, W.E.J. (1968). Changes in the nitrate and nitrite contents of fresh and processed spinach during storage. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 16: 88-91.

PODSEDEK, A. (2007). Natural antioxidants and antioxidant capacity of Brassica vegetables: A review. *Lwt-Food Science and Technology*, 40: 1-11.

REMBIALKOWSKA, E., HALLMANN, E. & SZAFIROWSKA, A. (2006). Nutritive quality of tomato fruits from organic and conventional cultivation. *Organic Food Quality & Health Newsletter* No. 2/2006, 6-15p.

RIBOLI, E. & NORAT, T. (2003). Epidemiologic evidence of the protective effect of fruit and vegetables on cancer risk. *American Journal of Clinical Nutrition*, 78: 559S-569S.

RODRIGUES, A. S. & ROSA, E. A. S. (1999). Effect of post-harvest treatments on the level of glucosinolates in broccoli. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 79: 1028-1032.

SAGOO, S. K., LITTLE, C. L. & MITCHELL, R. T. (2001). The microbiological examination of ready-to-eat organic vegetables from retail establishments in the United Kingdom. *Letters in Applied Microbiology*, 33: 434-439.

SANCHEZ-ECHANIZ, J., ITO-FERNANDEZ, J. & MINTEGUI-RASO, S. (2001). Methemoglobinemia and Consumption of Vegetables in Infants. *Pediatrics*, 107: 1024-1028.

SCHNEWEIS, I., MEYER, K., RITZMANN, M., HOFFMANN, P., DEMPFFLE, L. & BAUER, J. (2005). Influence of organically or conventionally produced wheat on health, performance and mycotoxin residues in tissues and bile of growing pigs. *Archives of Animal Nutrition*, 59: 155-163.

SCHUPHAN, W. (1943). Die Gutebeurteilung der Gemuse nach Großen und gewichtsklassen im Lichte neuzeitlicher Qualitätforschung. *Norratspfl U Lebensmittelf*, 40: 35-36.

SCHUPHAN, W. (1972). Effects of Application of Inorganic and Organic Manures on Market Quality and on Biological Value of Agricultural Products. *Qualitas Plantarum et Materiae Vegetabiles*, 21: 381-398.



SCHUPHAN, W. (1975). Yield maximisation versus biological value. Problems in plant breeding and standardisation. *Plant Foods for Human Nutrition (Formerly Qualitas Plantarum)*, 24: 281–310.

SINGH, S. & KUMAR, M. (2006). Heavy metal load of soil, water and vegetables in peri-urban Delhi. *Environmental Monitoring and Assessment*, 120: 79-91.

SHAHIDI, F. & NACZK, M. (2004). Phenolics in food and nutraceuticals. Boca Raton (Florida), CRC Press, 584p.

SOIL ASSOCIATION; HEATON, S. (2001). Organic Farming, Food Quality and Human Health; p. 88

SLANINA, P. (1995). Risk evaluation of ecological foodstuffs - myth and reality, *Var Foda* 47: 56-64.

STEINMETZ, K. A. & POTTER, J. D. (1996). Vegetables, fruit, and cancer prevention: A review. *Journal of the American Dietetic Association*, 96: 1027-1039.

TAMM, L. (2001). Organic agriculture: development and state of the art. *Journal of environmental monitoring*, 3: 92N-96N.

TAMME, T., REINIK, M., ROASTO, M., JUHKAM, K., TENNO, T. & KIIS, A. (2006). Nitrates and nitrites in vegetables and vegetable-based products and their intakes by the Estonian population. *Food Additives and Contaminants*, 23: 355-361.

TOOR, R. K., SAVAGE, G. P. & HEEB, A. (2006). Influence of different types of fertilisers on the major antioxidant components of tomatoes. *Journal of Food Composition and Analysis*, 19: 20-27.

TSCHAPE, H., PRAGER, R., STRECKEL, W., FRUTH, A., TIETZE, E. & BOHME, G. (1995). Verotoxinogenic *Citrobacter-Freundii* Associated with Severe Gastroenteritis and Cases of Hemolytic-Uremic Syndrome in A Nursery-School - Green Butter As the Infection Source. *Epidemiology and Infection*, 114: 441-450.

VALLEJO, F., TOMAS-BARBERAN, F. A., AVENTE-GARCIA, A. G. & GARCIA-VIGUERA, C. (2003). Total and individual glucosinolate contents in inflorescences of eight broccoli cultivars grown under various climatic and fertilisation conditions. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 83: 307-313.

VAN CAMP, J., REMAUT-DE WINTER, A. M., MAES, W. & OPSOMER, A. (2004). *Algemene voedingsleer. Cursus*, Gent, Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen, Universiteit Gent, 173p.

VAN LOON, A. J., BOTTERWECK, A. A., GOLDBOHN, R. A. (1998). Intake of nitrate and nitrite and gastric cancer:a prospective cohort study. *British Journal of Cancer*, 78:129-135.

VAN WIJK, K. & VLASWINKEL, M. (2006). Onderscheid op Kwaliteit: verdiepende literatuurstudie naar smaak- en gezondheidsstoffen in belangrijke biologische vollegrondsgroenten. Project nr. 32500341, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V., Wageningen Universiteit en Researchcentrum (Wageningen UR), Nederland, 58p.

VCP (2004). De Belgische Voedselconsumptiepeiling. Wetenschappelijk Instituut voor Volksgezondheid, Afdeling Epidemiologie, Brussel, België.  
<http://www.iph.fgov.be/EPIDEMIO/epinl/index5.htm>

VERKERKE, W. (2007). Claims rond gezondheid en smaak van biologische producten. Project 3242005600, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V., Wageningen Universiteit en Researchcentrum (Wageningen UR), Nederland, 23p.

VERLOO, M. (2003). Zware metalen in levensmiddelen: oorsprong en evolutie. Symposium: Oligo-elementen in de voeding in België. Recente gegevens. Instituut Danone, 18 oktober, 2003.

VLAAMS INSTITUUT VOOR GEZONDHEIDSPROMOTIE (VIG) (2004). De actieve voedingsdriehoek: wat is het? [www.vig.be](http://www.vig.be) > thema's & doelgroepen > voeding > de actieve voedingsdriehoek.

WARMAN, P. R. & HAVARD, K. A. (1997). Yield, vitamin and mineral contents of organically and conventionally grown carrots and cabbage. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 61: 155-162.

WARMAN, P. R. & HAVARD, K. A. (1998). Yield, vitamin and mineral contents of organically and conventionally grown potatoes and sweet corn. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 68: 207-216.

WESSEL, P. M. F. & WUSTMAN, R. (1990). Sprout-inhibiting effects of a propham-chloropropham (IPC.CIPC) mixture and its residue pattern in ware potatoes stored under warm conditions. Wageningen University and Research center Publications.

WINTER, C. K. & DAVIS, S. F. (2006). Organic foods. *Journal of Food Science*, 71(9): R117-R124.

WOESE, K., LANGE, D., BOESS, C. & BOGL, K.W. (1997). A comparison of organically and conventionally grown foods - Results of a review of the relevant literature. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 74:281-293.

ZHAO, X., CAREY, E. E., WANG, W. Q. & RAJASHEKAR, C. B. (2006). Does organic production enhance phytochemical content of fruit and vegetables? Current knowledge and prospects for research. *Horttechnology*, 16: 449-456.

## **4 Referenties deel consumentenperceptie**

BLAMEY, R., BENETTE, J. & MORRISON, J. (1999). 'Yea-saying in contingent valuation surveys'. *Land Economics*, 75, 126-141. in: RUTO, E. & GARROD, G. (2004). *Using Choice*

Experiments to Analyse Framers' Preferences for the Governance Attributes of Agri-Environment Schemes.

GARROD, G. & WILLIS, K.G. (1999). *Economic Valuation of the Environment: Methods and case studies*. Northampton, Edward Elgar Publishing, inc., 384.

HANLEY, N., MACMILLAN, D., WRIGHT, R.E., BULLOCK, C., SIMPSON, I., PARSISSON, D. & CRABTREE, B. (1998). Contingent Valuation Versus choice Experiments: estimating the Benefits of Environmentally Sensitive Areas in Scotland. *Journal of Agricultural Economics*, 49(1), 1-15. in: RUTO, E. & GARROD, G. (2004). *Using Choice Experiments to Analyse Framers' Preferences for the Governance Attributes of Agri-Environment Schemes*. 23p.

HENSHER, D.A., LOUVIERE, J. & SWAIT, J. (1999). Combining sources of preference data. *Journal of Econometrics*, 89, 197-221. in: RUTO, E. & GARROD, G. (2004). *Using Choice Experiments to Analyse Framers' Preferences for the Governance Attributes of Agri-Environment Schemes*.

HENSHER, D.A., ROSE, J.M. & GREENE, W.H. (2005). *Applied Choice Analysis: a primer*. Cambridge, U.K., Cambridge university press, 712p.

HOGGE GEZONDHEIDSRAAD (HGR) (2005). *Maten en Gewichten: handleiding voor een gestandaardiseerde kwantificering van voedingsmiddelen (revisie januari 2005)*. Ministerie van Sociale Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu, Hoge Gezondheidsraad, België, 284p.

INSTITUTE OF MEDICINE (IOM) (2001). Food and Nutrition Board. Dietary reference intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc. Washington, DC, National Academy Press, 800p.

LOUVIERE, J.J., HENSHER, D.A. & SWAIT, J.D. (2000). *Stated Choice Methods: analysis and application*. Cambridge, U.K., Cambridge university press, 402p.

LOUVIERE, J. & WOODWORTH, G. (1983). Design and analysis of simulated consumer choice or allocation experiments: an approach based on aggregate data. *Journal of Marketing Research*, 20, 350-367. in: RUTO, E. & GARROD, G. (2004). *Using Choice Experiments to Analyse Framers' Preferences for the Governance Attributes of Agri-Environment Schemes*.

MITCHELL, R.C. & CARSON, R.T. (1989). Using Surveys to value Public Goods: The Contingent Valuation method. In: RUTO, E. & GARROD, G. (2004). *Using Choice Experiments to Analyse Framers' Preferences for the Governance Attributes of Agri-Environment Schemes*.

Bakken, A. K., T. A. Breland, et al. (2006). "Soil fertility in three cropping systems after conversion from conventional to organic farming." Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science **56**(2): 81 - 90.

Benton, T. G., J. A. Vickery, et al. (2003). "Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?" Trends in Ecology & Evolution **18**(4): 182-188.

Brandt, K. and C. Seal (2005). Advantages and Pitfalls of different types of studies for investigations of the impact on food on health. European Joint Conference - Organic farming and European Rural Development; pp. 614-615. Odense - Denmark.

Casey, J. W. and N. M. Holden (2006). "Greenhouse gas emissions from conventional, agri-environmental scheme, and organic Irish suckler-beef units." Journal of Environmental Quality **35**(1): 231-239.

Cederberg, C. and B. Mattsson (2000). "Life cycle assessment of milk production -- a comparison of conventional and organic farming." Journal of Cleaner Production **8**(1): 49-60.

Clark, M. S., W. R. Horwath, et al. (1998). "Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices." Agronomy Journal **90**(5): 662-671.

Condrón, L. M., K. C. Cameron, et al. (2000). "A comparison of soil and environmental quality under organic and conventional farming systems in New Zealand." New Zealand Journal of Agricultural Research **43**(4): 443-466.

Cooper, J., C. Leifert, et al. (2007). Handbook of organic food quality and safety. Cambridge, Woodhead Publishing Ltd, Abington; sales@woodhead-publishing.com.

Cuttle, S. P. and S. C. Jarvis (1995). "Clover and Fertilizer Based Strategies to Limit Nitrate Leaching in Conventional Agriculture - Relevance of Research to Organic Farming Systems." Biological Agriculture & Horticulture **11**(1-4): 135-144.

Cuvaradic, M., S. Seremesic, et al. (2006). Soil Fertility in Organic Farming in the First Years After Transition. European Joint Organic Congress Odense, Denmark.

Dalgaard, R., N. Halberg, et al. (2006). "Modelling representative and coherent Danish farm types based on farm accountancy data for use in environmental assessments." Agriculture Ecosystems & Environment **117**(4): 223-237.

Dalgaard, T., N. Halberg, et al. (2001). "A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming." Agriculture Ecosystems & Environment **87**(1): 51-65.

de Boer, I. J. M. (2003). "Environmental impact assessment of conventional and organic milk production." Livestock Production Science **80**(1-2): 69-77.

Dendoncker, N., B. Van Wesemael, et al. (2004). "Belgium's CO<sub>2</sub> mitigation potential under improved cropland management." Agriculture Ecosystems & Environment **103**(1): 101-116.

Flessa, H., R. Ruser, et al. (2002). "Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) from two farming systems in southern Germany." Agriculture Ecosystems & Environment **91**(1-3): 175-189.

Fliessbach, A. and P. Mader (2000). "Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems." Soil Biology & Biochemistry **32**(6): 757-768.

Fließbach, A., H.-R. Oberholzer, et al. "Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming." Agriculture, Ecosystems & Environment **In Press, Corrected Proof**.

Foereid, B. and H. Høgh-Jensen (2004). "Carbon sequestration potential of organic agriculture in northern Europe - a modelling approach." Nutrient Cycling in Agroecosystems **68**(1): 13-24.

Freibauer, A., M. D. A. Rounsevell, et al. (2004). "Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe." Geoderma **122**(1): 1-23.

Friedel, J. K. (2000). "The effect of farming system on labile fractions of organic matter in Calcareous Epileptic Regosols." Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde **163**(1): 41-45.

Girvan, M. S., J. Bullimore, et al. (2003). "Soil type is the primary determinant of the composition of the total and active bacterial communities in arable soils." Applied and Environmental Microbiology **69**(3): 1800-1809.

Gosling, P. and M. Shepherd (2005). "Long-term changes in soil fertility in organic arable farming systems in England, with particular reference to phosphorus and potassium." Agriculture Ecosystems & Environment **105**(1-2): 425-432.

Gosling, P. a. S., Mark (2002). Theory and reality of organic soil fertility - organic matter. UK Organic Research 2002 Conference, Aberystwyth, 26-28 March 2002.

Haas, G., F. Wetterich, et al. (2001). "Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment." Agriculture Ecosystems & Environment **83**(1-2): 43-53.

Hansen, B., H. F. Alroe, et al. (2001). "Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark." Agriculture Ecosystems & Environment **83**(1-2): 11-26.

Hole, D. G., A. J. Perkins, et al. (2005). "Does organic farming benefit biodiversity?" Biological Conservation **122**(1): 113-130.

Huber, M., J. Bloksma, et al. (2006). Challenges for an organic food quality concept - The inner Quality Concept. European Joint Organic Congress. Odense, Denmark.

Kirchmann, H. and L. Bergström (2001). "Do organic farming practices reduce nitrate leaching?" Communications in Soil Science and Plant Analysis **32**(7-8): 997-1028.

Leifeld, J. and H. Fuhrer (2005). "Greenhouse gas emissions from Swiss agriculture since 1990: implications for environmental policies to mitigate global warming." Environmental Science & Policy **8**(4): 410-417.

Liebig, M. A. and J. W. Doran (1999). "Impact of organic production practices on soil quality indicators." Journal of Environmental Quality **28**(5): 1601-1609.

Lietz, G. (2006). How should we test organic products in human intervention trials? European Joint Conference - Organic farming and European Rural Development; pp. 616.

Loes, A. K. and A. F. Ogaard (1997). "Changes in the nutrient content of agricultural soil on conversion to organic farming in relation to farm-level nutrient balances and soil contents of clay and organic matter." Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science **47**(4): 201-214.

Lotter, D. W. (2003). "Organic agriculture." Journal of Sustainable Agriculture **21**(4): 59-128.

Mader, P., A. Fliessbach, et al. (2002). "Soil fertility and biodiversity in organic farming." Science **296**(5573): 1694-1697.

Marriott, E. E. and M. M. Wander (2006). "Total and labile soil organic matter in organic and conventional farming systems." Soil Science Society of America Journal **70**(3): 950-959.

Nguyen, M. L., R. J. Haynes, et al. (1995). "Nutrient Budgets and Status in 3 Pairs of Conventional and Alternative Mixed Cropping Farms in Canterbury, New-Zealand." Agriculture Ecosystems & Environment **52**(2-3): 149-162.

Olesen, J. E., K. Schelde, et al. (2006). "Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms." Agriculture Ecosystems & Environment **112**(2-3): 207-220.

Pinares-Patino, C. S., P. D'Hour, et al. (2007). "Effects of stocking rate on methane and carbon dioxide emissions from grazing cattle." Agriculture Ecosystems & Environment **121**(1-2): 30-46.

Salo, T. and E. Turtola (2006). "Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland." Agriculture Ecosystems & Environment **113**(1-4): 98-107.

Shepherd, M. A., R. Harrison, et al. (2002). "Managing soil organic matter - implications for soil structure on organic farms." Soil Use and Management **18**(s1): 284-292.

Sleutel, S., S. De Neve, et al. (2007). "Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium)." Nutrient Cycling in Agroecosystems **78**(3): 265-278.

Stoate, C., N. D. Boatman, et al. (2001). "Ecological impacts of arable intensification in Europe." Journal of Environmental Management **63**(4): 337-365.

Stolze, M., A. Pierr, et al. (2000). The Environmental Impacts of Organic Farming in Europe.

Syvasalo, E., K. Regina, et al. (2006). "Fluxes of nitrous oxide and methane, and nitrogen leaching from organically and conventionally cultivated sandy soil in western Finland." Agriculture Ecosystems & Environment **113**(1-4): 342-348.

Wood, R., M. Lenzen, et al. (2006). "A comparative study of some environmental impacts of conventional and organic farming in Australia." Agricultural Systems **89**(2-3): 324-348.