

4 Biodiversiteit en landschappelijke variatie

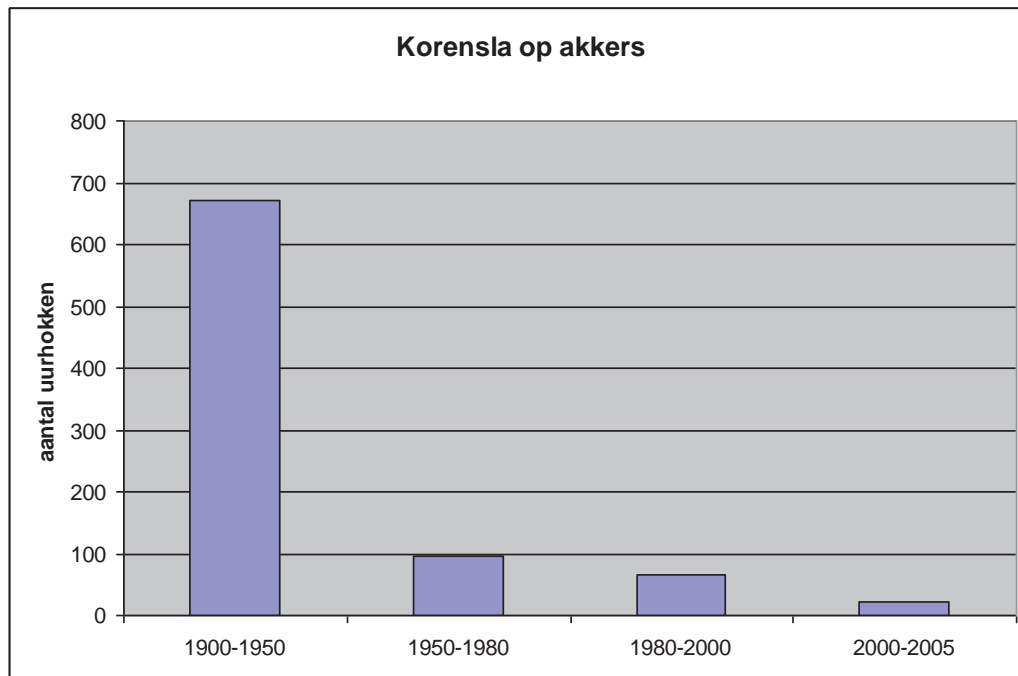
Tekst: G.H.P. Dirx, C.J. Grashof-Bokdam & H.A.M. Meeuwsen

De diversiteit van genen, soorten en ecosystemen zijn onderdeel van het begrip biodiversiteit maar met name de diversiteit op landschapsniveau is van invloed op de biodiversiteit: een mozaïeken en overgangen van ecosystemen afhankelijk van fysieke condities en landgebruik. In de paragrafen 4.1 en 4.2 worden aanleiding en doel van het onderzoek naar de relatie biodiversiteit en landschappelijke variatie beschreven. De methode en de resultaten van de analyse naar de veranderingen van de opgaande begroeiingen in het landschap, de betekenis daarvan voor biodiversiteit en de effecten van de landschappelijke vervlakking op biodiversiteit worden beschreven in paragraaf 4.3 respectievelijk 4.4. Tot slot komen de conclusies (paragraaf 4.5) en de discussie (paragraaf 4.6) aanbod.

4.1 Aanleiding

Intensivering landbouw en biodiversiteit

Wilde planten en dieren vinden in het hedendaagse agrarische cultuurlandschap nauwelijks nog geschikte leefgebieden in de landbouwpercelen zelf (Geertsema *et al.*, 2003). Dat was tot ongeveer een halve eeuw geleden anders. Het toen nog, naar verhouding, extensieve gebruik van akkers en weilanden, maakte dat deze volop ruimte boden aan wilde planten en dieren. Zo groeiden tussen het hoge graan op de akkers in het zandgebied, allerlei akkeronkruiden zoals o.a. Korensla, een soort die sinds 1950 sterk is achteruitgegaan (Figuur 33) en inmiddels als ernstig bedreigd op de Rode Lijst staat (bron: Nederlands Soortenregister).



Figuur 33. Korensla is een akkeronkruid dat tot 1950 nog veelvuldig op akkers kon worden aangetroffen. De soort is na 1950 sterk achteruitgegaan (bron: Compendium voor de Leefomgeving).

De landbouw heeft in de loop van de 20e eeuw een geleidelijke maar gestage intensivering doorgemaakt. Als gevolg daarvan waren rond 1950 al de meer kritische soorten uit akkers en wei- en hooilanden verdwenen. Inmiddels zijn ook de 'gewonere' plantensoorten, zoals Gewone veldbies, Gewoon reukgras en Gewoon struisgras verdwenen (Londo *et al.*, 2001).

De oorzaken voor het verlies aan biodiversiteit zijn grondwaterstandverlaging en de toename van het gebruik van herbiciden, insecticiden en meststoffen waardoor landbouwpercelen ongeschikt worden als leefgebied voor wilde planten en dieren. Hoe intensiever de landbouw wordt, hoe kleiner de biodiversiteit in het agrarische gebied (Berendse *et al.*, 2004). Zo laten Geiger *et al.* (2010) zien dat een verdubbeling van de graanproductie leidt tot een halvering van het aantal plantensoorten en het verlies van een derde van het aantal vogelsoorten.

Functie van groene en blauwe landschapselementen

Hoewel landbouwpercelen nauwelijks nog geschikt leefgebied bieden aan wilde planten en dieren, bieden de randen van die percelen dat nog wel (Opdam *et al.*, 2000; Geertsema, 2002). Kleijn *et al.* (2004) constateren dat 96% van alle biodiversiteit in een landbouwperceel zich in de perceelsrand bevindt. De intensiteit van het agrarische gebruik is er lager dan in het eigenlijke perceel. Als randen verdwijnen omdat percelen worden samengevoegd tot grotere percelen om ze makkelijker met grote landbouwmachines te kunnen bewerken, verdwijnt daarmee ook biodiversiteit. Geiger *et al.* (2010) laten bijvoorbeeld zien dat het aantal plantensoorten dat in een gebied voorkomt omgekeerd evenredig is met de oppervlakte van de percelen in dat gebied.

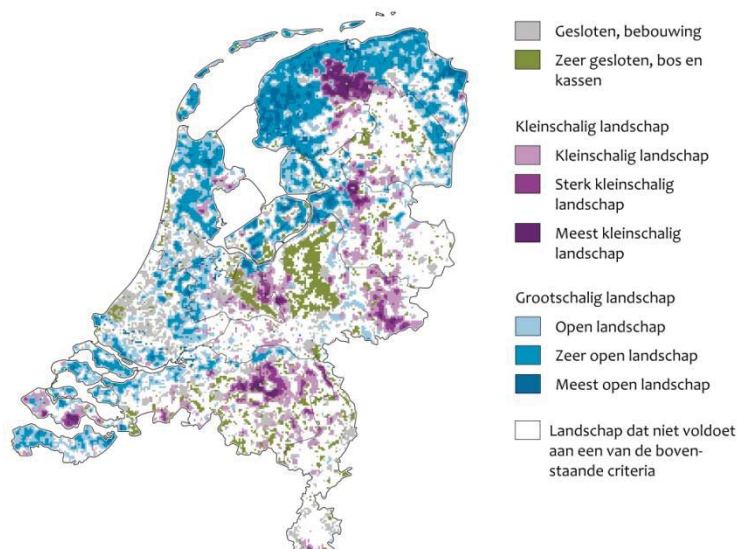
Perceelsranden - bestaande uit grazige stroken of uit opgaande beplantingen - vormen samen met vlakvormige landschapselementen zoals kleine bosjes en poelen de wat meer natuurlijke elementen in het agrarische gebied. Verschillende auteurs wijzen er op dat met een toename van de hoeveelheid van zulke landschapselementen ook het aantal planten en diersoorten toeneemt (Stoate *et al.*, 2009; Billeter *et al.*, 2008; Grashof-Bokdam & Van Langevelde, 2005; Geertsema *et al.*, 2004). In plaats van een toename is er echter sprake van een afname (Dijkstra *et al.*, 1997). Oorzaken zijn behalve de hiervoor al genoemde schaalvergroting, ook het feit dat de meeste landschapselementen hun functie (bijvoorbeeld als veekering) zijn verloren en dat deze minder productieve randen en hoekjes minder goed bij het intensieve grondgebruik passen.

In welke dichtheden groene en blauwe landschapselementen in een gebied moeten voorkomen om een optimale situatie voor biodiversiteit te creëren is onduidelijk. Als kritische ondergrens wordt meestal een bedekking met groene en blauwe landschapselementen van 10% van het totale landoppervlak aangehouden (Radford *et al.*, 2005). In Nederland wordt – voor wat betreft opgaande beplanting en waterlopen - vrijwel nergens 10% gehaald (MNP, 2001).

Effecten van veranderingen in de variatie in landschappen op biodiversiteit

Het Nederlandse landschap kent van oudsher een grote variatie. Er bestaan op korte onderlinge afstanden grote verschillen in bodemgesteldheid. Als gevolg daarvan ontstond er in Nederland een grote variatie aan landschappen (Schaminée *et al.*, 2010). De verschillen tussen de landschappen zijn echter sterk afgenomen. Zo is de oppervlakte zeer open landschappen afgenomen doordat in deze landschappen bebouwing en ook beplanting verscheen. Tegelijkertijd nam ook de oppervlakte kleinschalige besloten landschappen af doordat daar juist beplanting werd opgeruimd (Piket *et al.*, 1987). Hoewel er nog wel schaaluitesten met zeer open of juist kleinschalige landschappen in het landschap kunnen worden aangewezen, hebben landschappen zich over grote oppervlakten tot een meer middelmatige openheid of kleinschaligheid ontwikkeld. De echte uitersten zijn tot enkele kleinere gebieden teruggedrongen (Figuur 34). Het is de vraag of en welk effect landschappelijke vervlakking heeft op de biodiversiteit.

Schaaluisersten in het landschap



Bron: Alterra.

PBL/okto2/1022
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

Figuur 34. De uitersten in het landschap zijn wat betreft openheid of juist kleinschaligheid tot veel kleinere gebieden teruggedrongen.

(<http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl1022-Schaaluisersten-in-openheid.html?i=12-9>)

4.2 Doel van het onderzoek

Het doel van het onderzoek is in beeld te brengen welke betekenis de landschappelijke kwaliteit van het landelijk gebied heeft voor de biodiversiteit. De focus ligt bij de groene landschapselementen (houtwallen, heggen, bomenrijen, singels). We hebben eerst voor hét landschapstype dat van oudsher gekenmerkt wordt door een dicht net aan opgaande beplantingen – dat is het zandgebied -, vastgesteld hoe de huidige situatie zich verhoudt tot de situatie in 1900. Vervolgens hebben we onderzocht wat de aanwezigheid van groene elementen in het landschap en hun ruimtelijke samenhang, betekenen voor de biodiversiteit in dat landschap. Tot slot hebben we in beeld proberen te brengen hoe de veranderingen in de variatie in Nederlandse landschappen doorwerken in de biodiversiteit.

4.3 Methode

4.3.1 Veranderingen in de hoeveelheid opgaande beplantingen in het zandgebied

We hebben een poging gedaan vast te stellen in welke mate opgaande beplantingen zijn verdwenen uit het agrarische cultuurlandschap in Nederland. Daarbij hebben we ons gericht op die landschappen die in het bijzonder worden gekenmerkt door het voorkomen van deze landschapselementen. Dat zijn de oudere cultuurlandschappen van het zandgebied, de zogeheten kampontginningen met plaatselijk essen (Dirkx *et al.*, 1993).

Dirkx *et al.* (1993) hebben in een steekproef van 750 kilometerhokken, verspreid over heel Nederland, verschillende aspecten van lijnvormige beplantingen onderzocht, waaronder de lengte aan lijnvormige beplantingen per kilometerhok in 1850, 1900 en 1980. Wij hebben voor de steekproefpunten die in de

kampongingningen met plaatselijk essen liggen, een herhalingsmeting uitgevoerd om de lengte aan lijnvormige beplantingen in 2005 vast te stellen.

Daarbij is een wat andere werkwijze toegepast. Dirkx *et al.* (1993) hebben de lengte aan lijnvormige beplantingen in de steekproefpunten middels een 'handmatige' interpretatie van analoge kaarten ingeschat. Bij de herhalingsmeting is gebruik gemaakt van het digitale VIRIS bestand, waardoor de lengte aan lijnvormige beplantingen langs geautomatiseerde weg kon worden vastgesteld. VIRIS is een bestand dat wordt samengesteld uit het Top10-vector bestand en waarin de informatie over het landgebruik in gridcellen van 25x25 meter is samengebracht. Door met gridcellen te werken, kunnen met VIRIS snelle analyses worden uitgevoerd.

Uit het VIRIS bestand zijn de kaartlagen lynbomen en lynheg (respectievelijk bomenrijen en heggen) gebruikt. In deze kaartlagen is per gridcel de lengte aan lijnvormige beplantingen uit de topografische kaart opgenomen. Omdat Dirkx *et al.* (1993) dubbele bomenrijen als enkel hebben geteld en de beplantingen langs bos niet afzonderlijk als lijnvormige beplanting hebben meegeteld, moest bij de herhalingsmeting de informatie uit VIRIS worden bewerkt, zodat de herhalingsmeting zo veel mogelijk op basis van dezelfde uitgangspunten zou plaatsvinden. Er is daartoe een model gebouwd in de ArcGIS modelbuilder dat op basis van de eigenschappen van aangrenzende gridcellen, dubbele bomenrijen terugbrengt tot één lijnvormige beplanting en beplantingen langs bos uit de analyse verwijdert.

Het model selecteert daartoe eerst de gridcellen waarin bomenrijen of heggen voorkomen en waarin geen vlakvormig bos aanwezig is. Hierdoor worden bomenrijen en heggen langs vlakvormig bos niet meegerekend. Met het ArcGIS commando THIN zorgt het model er bovendien voor dat lijnen worden beschreven met zo weinig mogelijk cellen. Hierdoor wordt voorkomen dat diagonaal gelegen bomenrijen met steeds twee naast elkaar gelegen cellen worden beschreven wat zou leiden tot een overschatting van de lengte van de bomenrij.

VIRIS is opgebouwd uit gridcellen van 25 x 25 meter. Uitgaande van deze gridmaat zou elk grid waarin beplantingen voorkomen, corresponderen met een beplanting met een lengte van 25 meter. Dat leidt echter bij beplantingen die diagonaalsgewijs ten opzichte van het grid zijn georiënteerd, tot een onderschatting van de lengte. Om dit te verhelpen zijn met behulp van de ArcGIS FOCAL STATISTICS eerst de gridcellen die alleen diagonaal aansluiten bij andere gridcellen gescheiden van gridcellen die ook horizontaal of verticaal aansluiten. Vervolgens zijn aan de gridcellen die alleen diagonaal aansluiten een waarde $\sqrt{2} * 25$ (de lengte of breedte van het grid) = 35 meter toegekend. Aan de andere gridcellen is de waarde 25 meter toegekend. Tot slot zijn de waarden gesommeerd per kilometerhok, omdat in de analyses van Dirkx *et al.* (1993) ook lengten per kilometerhok worden gegeven.

Met de kaartlagen lynbomen en lynheg ontbreken nog de lijnvormige beplantingen die als smalle bosstrook, dat wil zeggen als vlakelement, op de topografische kaart zijn opgenomen. Dirkx *et al.* (1993) hebben beplantingen tot een breedte van 10 meter als lijnvormige beplanting beschouwd. Om daarbij aan te sluiten moeten in deze analyse ook de smalle bosstroken meegenomen worden. Bosstroken met een breedte van maximaal 10 meter kunnen niet met VIRIS, wat een resolutie heeft van 25 meter, worden gedetecteerd. Om deze bosstroken toch te kunnen opsporen is Top10-Smart 2006 gebruikt. Dit topografische bestand heeft een resolutie van 2,5 meter.

Om de lengte aan smalle bosstroken uit Top10-Smart te kunnen afleiden is in ArcGIS een model gebouwd dat:

- 1 Met RECLASSIFY loofbos, naaldbos en gemend bos naar één waarde omzet en alle overige grids de waarde NoData geeft.
- 2 Met EXPAND aan al het bos langs de hele omtrek 2 gridcellen toevoegt. Hierdoor worden door paden (van maximaal 5 meter) van elkaar gescheiden bospercelen samengevoegd tot één ononderbroken vlak met bos. Alle kaartvlakken met bos worden in feite 2 x 2 gridcellen = 10 meter breder.

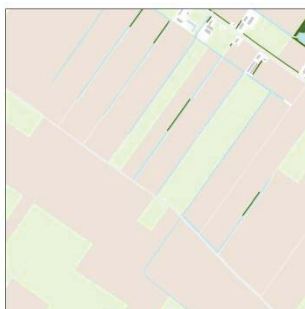
- 3 Met SHRINK vervolgens van al het bos langs de hele omtrek 4 gridcellen afpelt. Alle kaartvlakken met bos uit stap 2 worden daarmee 2 x 4 cellen = 20 meter smaller. Dit betekent dat bosstroken smaller dan 10 meter verdwijnen.
- 4 En vervolgens met EXPAND weer aan het overgebleven bos langs de hele omtrek 2 gridcellen toevoegt zodat de oorspronkelijk vorm hersteld wordt.
- 5 Daarna de gridcellen selecteert die direct na stap 1 wel bos waren en na stap 4 niet meer. Dit zijn de gridcellen die in smalle bosstroken liggen.
- 6 Per kilometerhok is het aantal gridcellen dat als smalle bosstrook is gedetecteerd geteld en vermenigvuldigd met 6,25 meter (oppervlakte van een gridcel in m²) en vervolgens gedeeld door 6,5, de gemiddelde breedte van bosstroken in meters.

4.3.2 Betekenis van groene landschapselementen voor biodiversiteit

Om zicht te krijgen op de betekenis van groene landschapselementen voor biodiversiteit is onderzocht in hoeverre het voorkomen van zulke groene landschapselementen de kans op het voorkomen van soorten beïnvloedt. Het ging ons er daarbij om de invloed van groene landschapselementen in relatie tot het wel of niet voorkomen van grotere aaneengesloten natuurgebieden te onderzoeken. Beiden kunnen elkaar namelijk versterken omdat soorten die (tijdelijk) in groene landschapselementen verblijven, extincties in EHS-gebieden kunnen opvangen terwijl de in de EHS voorkomende populaties het voortbestaan van soorten in groene landschapselementen kan bevorderen (Grashof-Bokdam *et al.*, 2009).

De analyse borduurt voort op het werk van Grashof-Bokdam *et al.* (2009). Zij onderzoeken voor verschillende soorten vogels, planten en vlinders hoe de ruimtelijke samenhang tussen aaneengesloten natuurgebieden (grote eenheden, of ge, genoemd) en tussen groene landschapselementen (dooradering ofwel da genoemd), de kans op het voorkomen van deze soorten beïnvloedt. Beplantingen groter dan 5 ha en/of breder dan 50 meter zijn als grote eenheid (ge) beschouwd. De overige beplantingen worden als dooradering (da) beschouwd. In onze analyse is de kans op het voorkomen van het Bont zandoogje (*Parage aegeria*) in verschillende bestaande landschappen onderzocht. Het Bont zandoogje is een vlindersoort die een voorkeur heeft voor grote eenheden natuur. Het is een soort met een beperkte dispersieafstand (1 – 3 km) waarvoor arealen van minder dan 1 km² voldoende leefgebied bieden. Uit het onderzoek van Grashof-Bokdam *et al.* (2009) blijkt dat het Bont zandoogje vaker voorkomt in landschappen waarin zowel grote eenheden als dooradering voorkomen. Beiden versterken elkaar.

Voor onze analyse zijn vier onderling verschillende landschappen geselecteerd waaruit we een kilometerhok (een gridcel van 1 x 1 km) hebben gebruikt voor onze analyses (Figuur 35 t/m 38):



Figuur 35. Kloosterhaar: open landschap.



Figuur 36. Sterksel: landschap met grote eenheden (bos) maar nauwelijks dooradering.

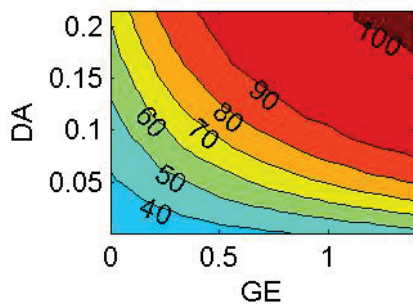


Figuur 37. 't Heechsân: landschap met veel dooradering maar nauwelijks grote eenheden.



Figuur 38. Oirschot: landschap met zowel grote eenheden als dooradering.

Voor elk landschap is de ruimtelijke samenhang van grote eenheden en dooradering vastgesteld conform de aanpak van Grashof-Bokdam *et al.* (2009). Ruimtelijke samenhang wordt bepaald als de gecorrigeerde oppervlakte van alle kleine of grote elementen binnen een cirkel met een straal van 3 km. De oppervlakte is zodanig gecorrigeerd dat elementen verder weg van het centrum steeds minder meetellen en buiten de cirkel van 3 km tellen ze helemaal niet meer mee. Op basis van de scores voor ruimtelijke samenhang is in de verschillende onderzochte landschappen de kans op voorkomen van het Bont zandoogje vastgesteld. Daarbij is gebruik gemaakt van de door Grashof-Bokdam *et al.* (2009) voor deze soort opgestelde matrix (Figuur 39).



*Figuur 39. Kans op voorkomen van Bont zandoogje afgezet tegen de ruimtelijke samenhang van natuur in grote eenheden (ge) en dooradering (da) (Bron: Grashof-Bokdam *et al.* 2009).*

4.3.3 Effect landschappelijke vervlakking op biodiversiteit

Het effect van landschappelijke vervlakking op biodiversiteit is onderzocht aan de hand van de hypothese dat doordat het landschap van de hogere zandgronden opener wordt en het landschap van het laagveen- en zeekleigebied verdicht, de populatie van struweelvogels op de hogere zandgronden zal afnemen terwijl die in het laagveen- en zeekleigebied toeneemt.

Om deze hypothese te kunnen onderzoeken zijn eerst vogelsoorten geselecteerd die kenmerkend zijn voor landschappen met struiken en bosjes. Om vergelijkbare gegevens te kunnen gebruiken zijn alleen soorten geselecteerd die zowel op de hogere zandgronden als in het laagveen- en zeekleigebied voorkomen. De soortenlijst is – in samenwerking met SOVON vogelonderzoek Nederland - gebaseerd op de broedvogelatlas uit 2002. In totaal zijn 23 soorten geselecteerd: nachtegaal, grasmus, sprinkhaanzanger, blauwborst, tuinfluiter, kneu, zanglijster, heggenmus, ringmus, bosrietzanger, braamsluiper, merel, zwarte kraai, fitis, groenling, koolmees, pimpelmees, torenvalk, winterkoning, grote lijster, boomkruiper, spreeuw, geelgors.

De trend van deze soorten is berekend met behulp van gegevens van het Broedvogel Monitoring Project (BMP) van SOVON. Daarbij zijn zowel gegevens uit de telplots van het BMP-A (alle soorten) als uit het BMP-B

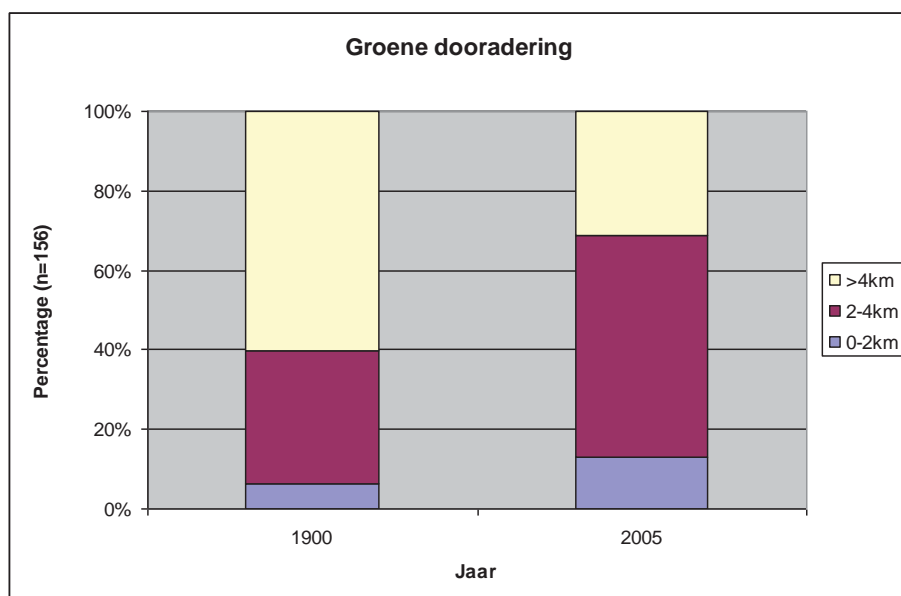
(bijzondere soorten) gebruikt. Elk meetpunt is toegedeeld aan de categorieën: laagveen, zeeklei, zandgrond, duinen, rivierengebied en heuvelland. Het laagveengebied en het zeekleigebied zijn samengenomen en de zandgronden en het heuvelland zijn samengenomen tot hogere zandgronden. Daarbij is er gewogen naar areaal van de fysisch geografische regio.

Voor iedere soort zijn indexen berekend door de aantallen in 1990, de start van het BMP meetnet, op 100% te stellen en de aantallen in de volgende jaren uit te drukken als percentage daarvan. Vervolgens zijn de indexen van de soorten per jaar meetkundig gemiddeld. Door deze gemiddelde indexen is een trend berekend met behulp van lineaire regressie.

4.4 Resultaten

4.4.1 Veranderingen in de hoeveelheid groene landschapselementen in het zandgebied

Uit de analyse blijkt dat in de kamponggingen met plaatselijk essen, de hoeveelheid lijnvormige beplantingen in de periode 1900 – 2005 is afgenomen. Was in 1900 nog in circa 60% van het areaal van dit landschapstype meer dan 4 km lijnvormige beplantingen per km² aanwezig, in 2005 was dat afgenomen tot ongeveer 25% van het areaal (Figuur 40).



Figuur 40. In 1900 was in 60% van het door groene dooradering gekenmerkte zandgebied, meer dan 4 km lijnvormige beplanting per km² aanwezig. In 2005 was dit afgenomen tot circa 25%.

4.4.2 Betekenis van groene landschapselementen voor biodiversiteit

De ruimtelijke samenhang in de vier geselecteerde landschappen is voor achtereenvolgens de grote eenheden en de dooradering als volgt:

1. Kloosterhaar: $ge=0,00$ en $da=0,00$.
2. Sterksel: $ge=0,48$ en $da=0,01$.
3. 't Heechsan: $ge=0,00$ en $da=0,15$.
4. Oirschot: $ge=0,27$ en $da=0,22$.

Op basis van deze scores is de kans op het voorkomen van het Bont zandoogje:

1. Kloosterhaar: 32%.
2. Sterksel: 40%.
3. 't Heechsan: 52%.
4. Oirschot: 85%

Grashof-Bokdam *et al.* (2009) stellen dat vanaf een kans op voorkomen van 50% gesproken kan worden van een duurzame populatie. Zowel bij 't Heechsan als Oirschot is dat het geval (Figuur 41).



Figuur 41. De kans op voorkomen van het Bont Zandoogje blijkt vooral groot in landschappen met groene dooradering en vlakvormige natuur.

4.4.3 Effect landschappelijke vervlakking op biodiversiteit

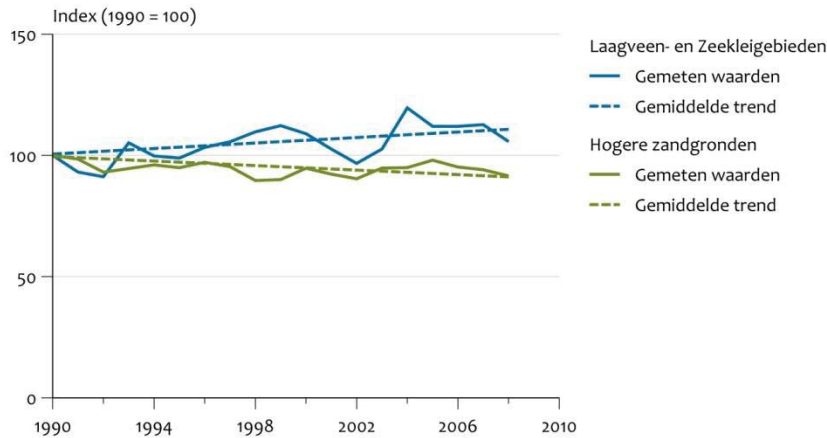
In de van oudsher open landschappen in laagveen- en zeekleigebieden is een toename van de populatie struweelvogels zichtbaar (Figuur 42). In het landschap van de hogere zandgronden vindt juist een achteruitgang plaats. De afname op de hogere zandgronden is kleiner dan de toename in het laagveen- en zeekleigebied. Dat hangt mogelijk samen met het feit dat de grootste afname van opgaand groen in het zandgebied al vóór 1980 heeft plaatsgevonden.

Het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) heeft in SPSS een covariantieanalyse uitgevoerd. De richtingscoëfficiënt van laagveen en klei is significant positief, terwijl die van de hogere zandgronden niet significant afwijkt van nul (Tabel 6). De betrouwbaarheidsintervallen (BI) van de richtingscoëfficiënten overlappen elkaar niet, waaruit we mogen concluderen dat ze significant verschillend zijn.

Tabel 6. Significantie van de trendlijnen geven aan dat de trendlijnen significant van elkaar verschillen.

	Richtings- coëfficiënt	SE	BI-	BI+	sign
Hogere zandgronden	-0.181	0.115	-0.4064	0.0444	0.132
Laagveen & Zeeklei	0.845	0.24	0.3746	1.3154	0.003

Populatieomvang struweelvogels

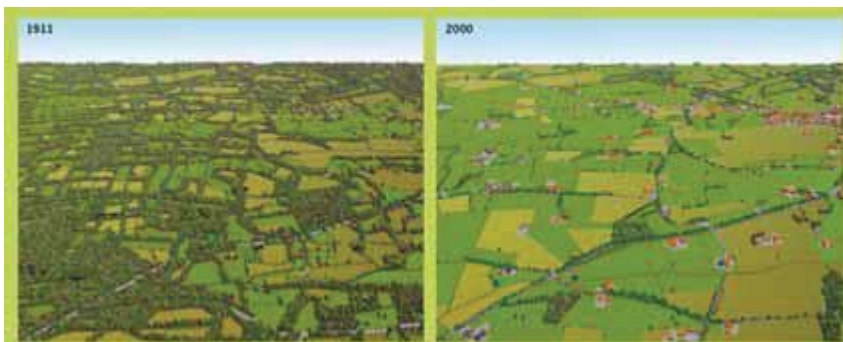


Figuur 42. Het aantal struweelvogels neemt in laagveen- en zeekleigebieden toe, terwijl de struweelvogelpopulatie op de hogere zandgronden nog steeds afneemt.

4.5 Conclusies

We hebben voor het zandgebied vastgesteld dat de hoeveelheid groene landschapselementen is afgenomen. Was in 1900 nog in circa 60% van het areaal van dit landschapstype meer dan 4 km lijnvormige beplantingen per km² aanwezig, in 2005 was dat afgenomen tot ongeveer 25% van het areaal.

Figuur 43 toont het landschappelijke effect van de veranderingen zoals die zich in de Achterhoek hebben voltrokken. Daarbij blijkt dat niet alleen de lengte groene landschapselementen is afgenomen, maar dat het landschap ook minder dooraderd is geraakt. Langs perceelsgrenzen komen nog maar sporadisch beplantingen voor. De nog resterende beplantingen staan vooral langs wegen.



Figuur 43. Het landschap van de Achterhoek was rond 1900 veel sterker dooraderd met opgaand groen, dan in 2000 het geval is. Bovendien is zichtbaar dat het fijnmazige mozaïek van akker en grasland plaats heeft gemaakt voor een veel grover mozaïek. De beide afbeeldingen geven de situatie weer zoals die is vastgelegd op de Topografische Kaart van (links) 1911 en (rechts) 2000 (Bron: Rienks et al., 2008).

Het belang van groene dooradering is onderzocht aan de hand van het Bont zandogje. Deze vlindersoort vertegenwoordigt een grote groep soorten die zijn leefgebied niet alleen in aaneengesloten natuurgebieden vindt, maar ook groene landschapselementen nodig heeft. Landschappen zonder opgaand groen, zoals dat bij Kloosterhaar bieden nauwelijks leefgebied. De kans op voorkomen is er 32%. Ook landschappen met

veel grote eenheden natuurgebied, maar weinig of nauwelijks groene dooradering, zoals dat bij Sterksel, bieden maar beperkt leefgebied. De kans op voorkomen is daar circa 40%. In landschappen met veel lijnvormige beplanting, maar weinig aaneengesloten natuur, zoals bij it Heechsan, is de kans op voorkomen met 52% groter dan in landschappen met alleen grote eenheden. Het meest optimaal zijn landschappen met een mix van groene dooradering en grote eenheden natuur zoals Oirschot. Hier is de kans op voorkomen circa 85%.

De afname in landschappelijke variatie blijkt een de biodiversiteit te beïnvloeden. Doordat landschappen meer op elkaar gaan lijken, gaat ook de soortensamenstelling in die landschappen meer op elkaar lijken. Zo leidt de toenemende hoeveelheid opgaande begroeiing in de van oudsher open landschappen van Laag Nederland, er toe dat daar nu struweelvogels oprukken, terwijl deze in het verleden vooral gebonden waren aan de kleinschalige landschappen van Hoog Nederland. In Hoog Nederland nemen struweelvogels echter af doordat daar opgaande begroeiingen verdwijnen.

Tegelijkertijd staan weidevogels, die juist kenmerkend zijn voor Laag Nederland onder grote druk. Hoewel de oorzaken daarvoor vooral worden gezocht in het agrarische gebruik en de lage grondwaterstanden, spelen ook landschappelijke veranderingen een rol. Doordat er in de eertijds open landschappen van Laag Nederland meer begroeiing en bebouwing aanwezig is, treedt er namelijk ook meer verstoring op van weidevogels (Schotman *et al.*, 2007).

4.6 Discussie

De geautomatiseerde analyse van de hoeveelheid lijnvormige beplantingen leidt tot zowel over als onderschatting van de werkelijke hoeveelheid lijnvormige beplantingen in een kilometerhok. Dit heeft de volgende oorzaken:

- Door de SHRINK en EXPAND operaties ontstaan afrondingen op hoeken van bossen die daardoor onterecht als lijnvormige beplanting worden gedetecteerd.
- Wanneer de grens tussen twee gridcellen precies tussen een bosrand en een aan het bos grenzende bomenrij of heg ligt, is de bomenrij of heg wel meegenomen. Dit leidt tot een overschatting van de lengte bomenrijen en heggen.
- Waar bomenrijen of heggen met de 'kopse kant' aan bos grenzen, worden ze met minder gridcellen geteld dan er op kaart staan. Dat leidt tot een onderschatting van de lengte bomenrijen en heggen.
- De gridcel waarin het begin- of eindpunt van een bomenrij of heg ligt wordt helemaal meegeteld, terwijl de bomenrij of heg mogelijk niet de hele gridcel bedekt. Dit leidt tot een overschatting.
- Door het THIN commando kunnen hier en daar hoeken worden afgesneden, waardoor de lengte aan bomenrijen en heggen wordt onderschat.
- De smalle bosstroken in Top10-Smart waren oorspronkelijk maximaal 4 gridcellen breed. De werkelijke stroken kunnen door hun ligging ten opzichte van de begrenzing van de gridcellen tussen 7,5 en 12,5 meter breed zijn.
- Beplantingen die in de topografische bestanden als vlakelement worden geclassificeerd zijn minimaal 3 meter breed. Smalle bosstroken in onze analyse zijn maximaal 10 meter breed. We zijn bij het berekenen van de lengte aan smalle bosstroken uitgegaan van een gemiddelde breedte van 6,5 meter. Wanneer elementen echter smaller zijn, dan wordt de lengte onderschat. Zijn de elementen breder, dan wordt de lengte overschat.

Bij de analyse die Dirx *et al.* (1993) hebben uitgevoerd, zijn lengtes van lijnvormige beplantingen op het oog vanaf analoge topografische kaarten geschat. Daarbij zijn ruime klassen gehanteerd. We gaan er van uit dat de hierboven genoemde foutenbronnen bij onze geautomatiseerde analyse van digitale topografische bestanden, niet tot wezenlijke afwijkingen ten opzichte van de handmatige methode zullen leiden. We hebben dat echter (nog) niet getoetst.