

INVENTARISATIE VAN DE VERGRASSING VAN DE NEDERLANDSE HEIDE

E.J. van Kootwijk

RIN-rapport 89/1

375929

Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Arnhem

1989

RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER  
VESTIGING TEXEL  
Postbus 59, 1790 AB Den Burg  
Texel, Holland

BIBLIOTHEEK  
RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER  
POSTBUS 9201  
6800 HB ARNHEM-NEDERLAND

R.I.N.-RAPPORT /T



## INHOUDSOPGAVE

### VOORWOORD

|       |                                                       |    |
|-------|-------------------------------------------------------|----|
| 1     | INLEIDING                                             | 5  |
| 1.1   | Doel van het onderzoek                                |    |
| 1.2   | Randvoorwaarden                                       |    |
| 2     | METHODEN                                              | 7  |
| 2.1   | Satellietbeelden                                      |    |
| 2.1.1 | Principes                                             |    |
| 2.1.2 | Sensorkeuze                                           | 9  |
| 2.1.3 | Specificaties                                         |    |
| 2.1.4 | Geometrische correctie                                |    |
| 2.1.5 | Radiometrische correctie                              | 10 |
| 2.1.6 | Bandkeuze                                             | 11 |
| 2.2   | Statistische methoden                                 | 13 |
| 2.2.1 | De keuze van een methode voor beeldinterpretatie      |    |
| 2.2.2 | Het bepalen van de bedekkingssamenstelling van mixels | 14 |
| 2.2.3 | Evaluatie van de voorspellingen                       | 15 |
| 2.3   | Het samenstellen van een trainingsset                 | 17 |
| 2.3.1 | Probleemstelling                                      |    |
| 2.3.2 | Lokalisatie                                           |    |
| 2.3.3 | Herbemonstering van pixels                            | 21 |
| 2.3.4 | Het zoeken naar de 'best fit'                         |    |
| 2.4   | Vorbewerking van de beelden                           | 23 |
| 2.4.1 | Selectie van heideterreinen uit satellietbeelden      |    |
| 2.4.2 | Maskering                                             |    |
| 2.5   | Veldwerk                                              | 24 |
| 2.5.1 | Het bepalen van de ligging van de veldtransecten      |    |
| 2.5.2 | Het gebruik van luchtfoto's                           |    |
| 2.5.3 | Bemonsteringstechniek                                 | 25 |
| 2.5.4 | Opname-eenheden                                       | 27 |
| 2.5.5 | Verwerking veldgegevens                               | 28 |
| 2.5.6 | De samenstelling van de typen 'heide' en 'gras'       | 30 |
| 2.6   | Verwerking van de vergrassingsgegevens                | 31 |

|       |                                          |    |
|-------|------------------------------------------|----|
| 2.6.1 | Herschaling van de berekende percentages |    |
| 2.6.2 | Generalisatie van de gegevens            |    |
| 3     | RESULTATEN                               | 33 |
| 3.1   | Lokalisatie                              |    |
| 3.2   | Kenmerken van de trainingssets           | 35 |
| 3.3   | Bandkeuze                                |    |
| 3.4   | Nauwkeurigheid van de voorspellingen     | 38 |
| 3.5   | Regressievergelijkingen                  |    |
| 3.6   | Overzicht heidevergrassing               | 39 |
| 3.6.1 | Nederland                                |    |
| 3.6.2 | Per provincie                            | 42 |
| 4     | DISCUSSIE                                | 44 |
| 4.1   | Foutenbronnen                            |    |
|       | LITERATUUR                               | 45 |
|       | SAMENVATTING                             | 47 |
|       | SUMMARY                                  | 49 |

## VOORWOORD

Er zijn duidelijke aanwijzingen dat de vergrassing van de Westeuropese heide niet alleen beïnvloed wordt door veranderingen in beheer, waterhuishouding en wellicht klimatologische omstandigheden, maar ook door luchtverontreiniging. In opdracht van de stuurgroep van het Additioneel Programma Verzuringsonderzoek is een inventarisatie uitgevoerd van de huidige hoeveelheid vergraste heide in Nederland. Deze vergrassingsgegevens worden samen met gegevens over bodem en atmosferische samenstelling gebruikt om de effecten van luchtverontreiniging op natuurlijke vegetaties te modelleren.

Om het vergrassingsproces te kunnen kwantificeren en te volgen in de tijd (monitoring) is een methode ontwikkeld waarbij gebruik wordt gemaakt van satellietbeelden. Aan deze methode-ontwikkeling werd meer tijd besteed dan voor de opdracht beschikbaar was. Deze extra inzet werd door het RIN geleverd om de methode te kunnen inbrengen in de ontwikkeling van een systeem voor monitoring van de vegetatie in heidegebieden. Het RIN werkt hierbij samen met de Rijksuniversiteit Utrecht in een onderzoek dat deel uitmaakt van het Nationaal Remote Sensing Programma (NRSP).

Over dit onderzoek wordt langs drie wegen gerapporteerd:

1. rapportage over de inventarisatie aan de stuurgroep (dit rapport),
2. rapportage over de ontwikkelde methode in het kader van het NRSP (RIN-rapport 89/2) en
3. levering van de vergrassingsgegevens aan de Stichting voor Bodemkartering in Wageningen.

In dit RIN-rapport wordt per provincie de vergrassingstoestand gepresenteerd met de daarbij behorende nauwkeurigheid van de schattingsmethode.

de Directie

## 1 INLEIDING

### 1.1 Doel van het onderzoek

De inventarisatie is uitgevoerd in opdracht van de stuurgroep van het Additioneel Programma Verzuuringsonderzoek. Een deel van het verzuuringsonderzoek richt zich op het modelleren van de invloed van luchtverontreiniging op terrestrische ecosystemen. Met behulp van de ontwikkelde modellen zullen voorspellingen worden gedaan over de effectiviteit van maatregelen op het gebied van luchtverontreiniging met betrekking tot natuurlijke vegetaties. Een van de effecten van luchtverontreiniging is een verhoogde input van nutriënten in de bodem (Van Aalst & Diederer 1983, Van Aalst 1984). Er zijn aanwijzingen dat dit een versnelde toename van de hoeveelheid gras in heidevegetaties tot gevolg heeft (Heil & Diemont 1983, Heil 1984). Naast luchtverontreiniging zijn ook van invloed op het vergrassingsproces:

- beheersmaatregelen (Diemont & Blankenburg & Kampf 1982),
- insektenplagen (Berdowski 1987, Marrs 1986),
- klimatologische omstandigheden en
- grondwaterkwaliteit en -kwantiteit.

Wegens het veronderstelde verband tussen vergrassing en luchtverontreiniging is de heide van de droge zandgronden gekozen als een van de schade-indicatoren. Om de effectiviteitsmodellen te kunnen instellen en valideren waren op korte termijn gegevens nodig over de actuele toestand van heidevergrassing. Het onderhavige project moest in deze behoefte voorzien.

Daarnaast kan een inventarisatie bijdragen aan de nadere analyse van processen die aan vergrassing ten grondslag liggen. Verder kunnen de resultaten van dit onderzoek bijdragen aan het ontwikkelen van een monitoringsysteem, waarmee processen zoals heidevergrassing routinematig en geautomatiseerd kunnen worden gevolgd.

### 1.2 Randvoorwaarden

Binnen een tijdsbestek van een jaar moest een overzicht worden geproduceerd van de vergrassingstoestand van het gehele Nederlandse heideareaal op droge, voedselarme gronden. De geproduceerde gegevens moesten geogra-

fisch zodanig lokaliseerbaar zijn dat zij gekoppeld konden worden aan andersoortige gegevens zoals bodemtype, atmosferische samenstelling en gevoerd beheer. Bovendien moesten de gegevens kwantitatief van aard zijn.

De keuze om de gegevens te verzamelen met behulp van satellietbeelden hangt nauw samen met deze randvoorwaarden. Gezien de omvang van het te inventariseren gebied (heel Nederland), de beschikbare tijd (een jaar) en de beperkte financiële middelen bestaat er in feite geen alternatief voor de gebruikte methode.

## 2 METHODEN

### 2.1 Satellietbeelden

#### 2.1.1 Principes

Een satellietbeeld bestaat uit beeldelementen of pixels. Elk pixel is geassocieerd met een vector  $Y = y(1), \dots, y(q)$ . Elk vectorelement  $y(j)$ ,  $j = 1 \dots q$  is een digitale waarde die een maat is voor de gemiddelde hoeveelheid straling gemeten in band  $j$ , afkomstig van een oppervlakte op de grond, waarbij een band of kanaal een deel van het stralingsspectrum is. De grondoppervlakte waarvan de straling heeft geresulteerd in de totstandkoming van  $Y$  zal hierna een grondelement genoemd worden. Vaak wordt het grondelement ook pixel genoemd. Met de afmetingen van het pixel worden dan ook de afmetingen van het grondelement bedoeld. Omdat in dit onderzoek is geprobeerd een verband te berekenen tussen  $Y$  en bedekkingspercentages binnen het bijbehorende grondelement, zal de aard van het grondelement aan een nadere beschouwing worden onderworpen. (Zie voor een verdere uiteenzetting van de principes van satellietbeelden Slater 1980, Schowengerdt 1983, Colwell 1983).

Straling afkomstig van de aarde wordt in de Landsat satelliet gemeten met behulp van detectoren volgens het whiskbroomprincipe. Hierbij wordt het oppervlak in lijnen gescand. De lengte van een scanlijn wordt bepaald door het 'field of view' (FOV). Het grondoppervlak dat overeenkomt met een pixel is afhankelijk van de vlieghoogte, de snelheid van bemonstering en het 'instantaneous field of view' (IFOV). Het IFOV wordt gegeven in steradiaal en is het ruimtesegment waarbinnen de straling afkomstig van de aarde wordt gemiddeld in één digitale meting; het kan echter ook worden opgevat als een oppervlakte, namelijk de geometrische projectie van een enkele detector op het aardoppervlak.

Er zijn een aantal mogelijkheden waarop straling van buiten dit oppervlak een pixelwaarde kan beïnvloeden:

1. Het continue signaal in het IFOV wordt voortdurend bemonsterd. De gemeten discrete waarden zijn de gemiddelde hoeveelheid straling binnen het IFOV tijdens de bemonstering. Wanneer de snelheid van bemonstering niet precies overeenkomt met de verplaatsing van het IFOV over het aardoppervlak, wijkt de pixelgrootte af van de afmeting van

het IFOV. Dit is bijvoorbeeld het geval bij de Landsat Multispectrale Scanner, waar overbemonstering plaatsvindt. Een pixel komt daar overeen met 57x82 m, het IFOV met 76x76 m. De snelheid van bemonstering van de Thematic Mapper (TM) is zodanig dat de afmetingen van IFOV en pixel gelijk zijn.

2. Naast straling afkomstig van het aardoppervlak wordt ook in de atmosfeer verstrooide straling gedetecteerd die niet afkomstig is uit het grondelement. Dit veroorzaakt een ruis in het remote sensing beeld. Deze is het sterkst in het blauwe deel van het spectrum. Omdat echter de atmosferische omstandigheden binnen een heel beeld redelijk constant zijn, kunnen de variatiies in door de detector geregistreeerde straling worden toegeschreven aan variaties in straling van het aardoppervlak. Verondersteld is dat de variaties in straling aanzienlijk groter zijn dan de variaties veroorzaakt door atmosferische strooiing, m.a.w. dat de signaal/ruisverhouding groot genoeg is.
3. Het optisch systeem dat een afbeelding maakt van het aardoppervlak op een detector, heeft een inherente onnauwkeurigheid. Deze onnauwkeurigheid wordt weergegeven met door de Point Spread Function. In dit onderzoek is aangenomen dat deze onnauwkeurigheid te verwaarlozen is.
4. De pixels waar uiteindelijk mee gewerkt wordt, zijn niet de pixels die oorspronkelijk zijn opgenomen. De beelden zijn minstens twee maal geometrisch gecorrigeerd, waarbij via herbemonstering nieuwe pixels gedefinieerd worden. Door deze convolutie bevat elk pixel informatie over zijn omgeving, m.a.w. het grondelement is groter dan de oppervlakte waarmee een pixel overeenkomt. Omdat kwantificatie van dit verschil erg moeilijk is, is aangenomen dat beide afmetingen gelijk zijn.

Het zal duidelijk zijn dat ligging en afmeting van het grondelement behorende bij een gegeven pixel slechts te benaderen zijn. In dit onderzoek is aangenomen dat de afmetingen van een grondelement overeenkomen met die van het grondoppervlak overeenkomend met een pixel in het uiteindelijk te bewerken beeld. Op de ligging van het grondelement zal later worden teruggekomen (zie 2.3.2 lokalisatie).

### 2.1.2 Sensorkeuze

Het remote sensing materiaal dat voor dit onderzoek in aanmerking kwam was afkomstig van de Landsat Thematic Mapper en van de SPOT/HVR satelliet. Om de volgende redenen is gekozen voor TM-beelden:

1. Beschikbaarheid. Van SPOT was geen volledige bedekking van Nederland verkrijgbaar.
2. Radiometrische resolutie. De SPOT-beelden bevatten alleen de banden groen (0,50 - 0,59  $\mu$ m), rood (0,61 - 0,68  $\mu$ m) en nabijinfrarood (0,79 - 0,89  $\mu$ m). Bij een eerste verkenning was gebleken dat, in overeenstemming met de ervaring van Wardley e.a. (1987), met name TM-band 5 (midden-infrarood) een belangrijke bijdrage kan leveren bij het onderscheiden van gras en heide.

Het eventuele positieve effect van de hogere ruimtelijke resolutie van de SPOT-beelden (10/20 m t.o.v. 30 m voor TM) werd niet doorslaggevend geacht. Het probleem van zgn. mixed pixels (zie 2.2.1) blijft ook aanwezig bij een pixelgrootte van 10-20 m.

### 2.1.3 Specificaties

De pixels van de Landsat Thematic Mapper beelden komen overeen met een oppervlakte van 30x30 m op de grond in de banden 1 t/m 5 en 7. (De thermische band 6 heeft een pixelgrootte van 120x120 m.)

De beelden zijn opgenomen op 16 juni en 3 augustus 1986 en bedekken nagenoeg, doch niet helemaal, het Nederlandse heideareaal. De beelden van 16 juni beslaan het Gooi en het gebied ten noorden van de lijn Apeldoorn-Enschede, de beelden van 3 augustus dekken het gebied ten zuiden van de lijn Apeldoorn-Enschede. Tabel 1 geeft de specificaties van de Landsat Thematic Mapper en de gebruikte beelden.

### 2.1.4 Geometrische correctie

De beelden zijn geometrisch gecorrigeerd naar het coördinatensysteem van de Rijksdriehoeksmeting. Dit systeem is ook het referentiesysteem van de andere parameters van de effectiviteitsmodellen zoals bodem, atmosferische samenstelling, boomvitaliteit. Hierdoor is integratie van deze gegevens mogelijk. Bovendien is een juiste geometrie van uit beelden afgeleide kaarten verzekerd. Deze kaarten zijn aldus direct vergelijkbaar met toekomstige inventarisaties op basis van hetzelfde referentiesysteem.

Tabel 1. Specificaties van de Landsat Thematic Mapper en de gebruikte beelden.

|                                      |                                     |
|--------------------------------------|-------------------------------------|
| Vlieghoogte (km)                     | 705                                 |
| Spectrale banden                     | 1 0,45- 0,52 (blauw)                |
| ( $\text{m} \times 10^{-6}$ )        | 2 0,52- 0,60 (groen)                |
|                                      | 3 0,63- 0,69 (rood)                 |
|                                      | 4 0,76- 0,90 (nabij-infrarood)      |
|                                      | 5 1,55- 1,75 (midden-infrarood)     |
|                                      | 6 10,40-12,50 (thermisch-infrarood) |
|                                      | 7 2,08- 2,35 (midden-infrarood)     |
| IFOV ( $\text{rad} \times 10^{-6}$ ) | 42,5                                |
| Nominale grond-IFOV,                 |                                     |
| pixelgrootte (m)                     | 30x30 (band 1-5,7)                  |
|                                      | 120x120 (band 6)                    |
| Nominale grond-FOV (km)              | 185                                 |
| Pixels/scene ( $\times 10^6$ )       | 231                                 |
| Intensiteitsniveaus                  | 256                                 |
| Opnamedatum 1                        | 16 juni 1986                        |
| path/row/Q-scene                     | 198/23/2+4                          |
|                                      | 198/24/2                            |
| Opnamedatum 2                        | 3 augustus 1986                     |
| path/row/Q-scene                     | 198/24/2+4                          |

---

De pixelgrootte is met de geometrische correctie teruggebracht tot 25x25 m. De correctie is uitgevoerd door het Nationaal Lucht- en Ruimtevaart Laboratorium met het cubische convolutie algoritme. De nauwkeurigheid van de correctie is niet bekend.

#### 2.1.5 Radiometrische correctie

Het is mogelijk de pixelwaarden terug te rekenen tot radiantie- of reflectantiewaarden (Markham 1986) waardoor beelden van verschillende tijdstippen of zelfs van verschillende sensoren direct met elkaar vergeleken kunnen worden. In dit onderzoek is ernaar gestreefd om beelden die niet van dezelfde datum zijn, apart te calibreren met veldgegevens,

terwijl er aan de digitale waarden geen absolute betekenis wordt toegekend. Om deze redenen is er geen verdere radiometrische correctie uitgevoerd.

#### 2.1.6 Bandkeuze

Voor het onderscheiden van heide- en grasvegetaties is niet van alle zeven beschikbare Landsat Thematic Mapper banden gebruik gemaakt. Bij een eerste selectie vielen de banden 1, 2 en 6 af, om hierna te noemen redenen. Deze selectie is mede gebaseerd op de statistische gegevens van 233 pixelwaarden (tabel 2) uit een drietal heideterreinen (Asselse heide, Terletse heide, Hoog-Buurlose heide). De pixels zijn overlappend met of gelegen in de onmiddellijke nabijheid van transecten die tijdens veldwerk in deze terreinen zijn opgenomen.

Tabel 2. Statistische gegevens van 233 pixels uit drie heideterreinen in zes spectrale TM-banden.

|            | band 1 | band 2 | band 3 | band 4 | band 5 | band 7 |
|------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Minimum    | 63     | 23     | 17     | 29     | 40     | 17     |
| Maximum    | 82     | 35     | 38     | 65     | 111    | 61     |
| Gemiddelde | 71,5   | 27,7   | 27,6   | 46,3   | 74,7   | 32,8   |
| Variantie  | 14,97  | 5,64   | 16,53  | 62,76  | 176,31 | 67,07  |
| Stan. dev. | 3,87   | 2,38   | 4,07   | 7,92   | 13,28  | 8,19   |

De correlatiematrix van deze set wordt gegeven in tabel 3.

Tabel 3. Correlatiematrix van de testset uit tabel 2 (n=233).

|        |  |        |        |        |        |        |
|--------|--|--------|--------|--------|--------|--------|
| band 1 |  | 1,000  |        |        |        |        |
| band 2 |  | 0,883  | 1,000  |        |        |        |
| band 3 |  | 0,916  | 0,936  | 1,000  |        |        |
| band 4 |  | 0,215  | 0,360  | 0,249  | 1,000  |        |
| band 5 |  | 0,783  | 0,823  | 0,861  | 0,381  | 1,000  |
| band 7 |  | 0,833  | 0,832  | 0,892  | 0,058  | 0,891  |
|        |  | band 1 | band 2 | band 3 | band 4 | band 5 |
|        |  |        |        |        |        | band 7 |

Van de volgende banden is verder geen gebruik meer gemaakt.

Band 1:

Het blauwe gedeelte van het spectrum wordt sterk beïnvloed door atmosferische strooiing. Het ruisniveau in band 1 is dan ook hoger dan in de andere banden, wat bij visuele beoordeling zichtbaar wordt als een random variatie in het gehele beeld, die in dezelfde orde van grootte ligt als de variatie in pixelwaarden tussen de te onderscheiden bedekkingstypen. Op basis van deze visuele beoordeling is band 1 verder buiten beschouwing gebleven.

Band 2:

Band 2 is zeer sterk gecorreleerd met band 3 (zie tabel 3), terwijl de spreiding in deze band in de pixelwaarden zeer gering is (tabel 2). Als men zou moeten kiezen voor een van de twee sterk gecorreleerde banden, zou de keuze op band 3 vallen omdat deze een grotere spreiding heeft. Het rode deel van het spectrum wordt bovendien bij vegetatiekarteringen in het algemeen als waardevol beschouwd. Hierom is band 2 verder buiten beschouwing gelaten.

Het feit dat een band sterk gecorreleerd is met een andere band, hoeft overigens nog niet te betekenen dat het gebruik van beide banden geen voordeel op kan leveren (Lynn 1984). Wanneer de banden echter, zoals in dit onderzoek, fungeren als verklarende variabelen in een regressiemodel, leveren hoge correlaties een ongewenste multicollineariteit op en dienen daarom vermeden te worden. (Multicollineariteit is het verschijnsel waarbij de verklarende variabelen in een regressiemodel gecorreleerd zijn waardoor het model instabiel en sterk door uitbijters bepaald kan worden.)

Band 6:

De fysische oorsprong van de met band 6 gemeten thermische straling is anders (emissief) dan die van de overige banden (reflectief). Het warmtebeeld is niet alleen afhankelijk van directe eigenschappen van de vegetatie maar ook van externe omstandigheden als tijd van de dag en vochtinhoud. Het combineren van beide typen banden is niet geoorloofd zonder de incorporatie van een fysisch model dat variaties in oppervlaktetemperaturen als gevolg van deze omstandigheden beschrijft. Een dergelijke modelering zou te ver voeren voor het hier beoogde doel. Een tweede argument om band 6 niet te gebruiken is de kleinere ruimtelijke resolutie (120x120 m).

Na deze eerste selectie bleven de banden 3,4,5 en 7 over. Met een verdere reductie van het aantal banden kan de redundantie (overtolligheid) van informatie beperkt worden. Als vegetatietypen even goed met minder banden onderscheiden kunnen worden, kost het gebruik van meer banden onnodig veel computertijd en -ruimte. Volgens Weaver (1987) echter varieert de redundantie in heidevegetaties in soort en hoeveelheid per vegetatietype, en het laten vallen van een band als overbodig voor het karteren van het ene type kan de mogelijkheid verkleinen om andere typen te onderscheiden. Het is dus moeilijk op voorhand vast te stellen welke combinatie van banden optimaal is voor het beoogde doel.

Sheffield (1985) heeft een methode beschreven voor het selecteren van een subset van  $n$  banden uit een totaal van  $p$  banden met de grootste gegeneraliseerde variantie. Deze methode komt neer op het zoeken van een combinatie waarvan de determinant van de covariantiematrix maximaal is. Het is echter niet gezegd dat de combinatie met de hoogste variantie in pixelwaarden ook de beste is voor het onderscheiden van de relevante vegetatietypen.

De keuze is uiteindelijk gemaakt voor die subset van banden waarmee de voor dit onderzoek relevante vegetatietypen het best waren te onderscheiden. Het onderscheidend vermogen van de banden 3, 4, 5 en 7 in verschillende combinaties wordt gepresenteerd in 3.3.

## 2.2 Statistische methoden

### 2.2.1 De keuze van een methode voor beeldinterpretatie

Een vaak gevolgde classificatiemethode om een vegetatiekaart uit een remote sensing beeld af te leiden is de volgende:

Eerst wordt bepaald welke vegetatieklassen men wenst te onderscheiden. Van deze klassen wordt getracht de spectrale eigenschappen vast te stellen aan de hand van een steekproef uit het beeld. Pixels waarvan men vermoedt of weet dat zij een klasse representeren (trainingspixels), worden geselecteerd en gelabeld. Nadat de groepskenmerken zijn vastgesteld, kunnen alle pixels in het beeld volgens een bepaald classificatiecriterium aan één der onderscheiden groepen worden toegewezen.

Deze methode heeft enkele belangrijke nadelen voor dit onderzoek. De trainingspixels waaruit de eigenschappen van de te karteren eenheden worden afgeleid, moeten die eenheid zo goed mogelijk typeren. Het moeten

'zuivere' pixels zijn. Bij het karteren van heidevegetaties doet zich het probleem voor dat bijna alle pixels 'mixed pixels' (mixels) zijn, in die zin, dat in de pixels meer dan één van de te onderscheiden vegetatietypen aanwezig is. Tevens varieert de verhouding tussen de typen binnen een pixel. Dit hangt samen met het feit dat ruimtelijke variatie juist een belangrijke eigenschap is van natuurlijke vegetaties, in tegenstelling tot landbouwvegetaties, waarop genoemde beeldclassificaties met meer succes toegepast kunnen worden.

Het gaat in de onderhavige vraagstelling niet om het maken van onderscheid in heidevegetaties op grond van soortensamenstelling maar op grond van het bedekkingsaandeel van een klein aantal dominante elementen (heide en grassen). Het patroon waarin de elementen in de vegetatie aanwezig zijn is binnen het resolutie-element niet van belang voor de kwantificatie van de aanwezige soorten. Gezien de indruk die deze elementen op het oog maken en de resultaten van eerder onderzoek (Van Kootwijk 1985, Weaver 1987) mag verwacht worden dat zij spectraal duidelijk verschillen. Gezien het kleine aantal elementen is het waarschijnlijk dat de oppervlakte-aandelen van de elementen kunnen worden afgeleid uit de spectrale eigenschappen van een pixel.

Deze overwegingen hebben ertoe geleid een methode te ontwikkelen waarbij pixels niet geclassificeerd worden, maar waarbij de fracties van de samenstellende klassen van elk pixel geschat worden. Een dergelijke methode levert een digitaal beeld op waarbij de pixelwaarden de percentages aangeven van grondbedekkingstypen die aan de totstandkoming van de pixelwaarde hebben bijgedragen.

#### 2.2.2 Het bepalen van de bedekkingssamenstelling van mixels

Stel dat de grondbedekking van een terrein is te verdelen in  $K$  klassen, en dat van  $n$  pixels zowel de ware samenstelling in grondbedekkingsklassen ( $X_i$ ) als de pixelwaarden ( $Y_i$ ) bekend zijn, dan kan op basis van deze  $n$  pixels (de trainingsset) een regressiemodel opgesteld worden. Aan de hand van dit model kunnen voor pixels waarvan alleen de pixelwaarden ( $Y_i$ ) bekend zijn de fracties grondbedekkingen ( $X_i$ ) berekend worden. Omdat er van een additief model wordt uitgegaan, waarbij de gemeten reflectie  $y_{ij}$  in band  $j$  een gewogen gemiddelde is van de gemiddelde ('werkelijke') spectrale reflecties in band  $j$  van zuivere pixels van elk der  $K$  klassen, hebben we te maken met een multivariaat lineair calibratieprobleem.

In dit onderzoek is voor de calibratie gebruik gemaakt van inverse regressie, waarbij de marginale informatie over  $X$  in de trainingsset meeweegt bij het schatten van  $X_i$  van de te voorspellen pixels (de testset). Voor een verdere beschrijving van het regressiemodel en een afweging tegen andere beschikbare methoden wordt verwezen naar Van Kootwijk & Van der Voet (1989).

### 2.2.3 Evaluatie van de voorspellingen

Op grond van het gekozen regressiemodel kunnen bij elk voorspeld bedekingspercentage een standaardfout en een betrouwbaarheidsinterval berekend worden. Dit interval staat bekend als het voorspellingsinterval voor een individuele waarneming en geeft aan wat men kan verwachten voor de bedekking van elk pixel met dezelfde spectrale waarden als het onderhavige pixel. Een specifieke combinatie van spectrale grijswaarden levert dus steeds hetzelfde voorspellingsinterval. Dit interval zal breder worden naarmate de spectrale signatuur meer afwijkt van het gemiddelde van de trainingsset (zie Van Kootwijk & Van der Voet 1989). Het berekende voorspellingsinterval is alleen geldig indien het gekozen model juist is voor zowel de trainingspixels als voor het pixel waarvoor het interval wordt opgesteld.

Om de kwaliteit van de voorspellingen te evalueren onafhankelijk van het gekozen model, zijn de voorspelde waarden vergeleken met de werkelijke waarden. Door de verschillen te kwadrateren, daarna te middelen over alle pixels die voor de evaluatie gebruikt worden, en tenslotte de wortel hiervan te nemen, verkrijgt men als evaluatiecriterium de RMSEP (root mean squared error of prediction) (Wallach & Goffinet 1987, Van Kootwijk & Van der Voet 1989).

Het is duidelijk dat de RMSEP alleen berekend kan worden, als de werkelijke waarden van de evaluatiepixels bekend zijn. Gezien de problemen met het terugzoeken van pixels in het veld is bij de evaluatie gebruik gemaakt van de reeds verzamelde veldgegevens. De pixels uit de veldtransecten doen dus soms dienst als trainingspixel, soms als evaluatiepixel. Bij ressubstitutie-evaluatie doen zij als beide tegelijk dienst. Ressubstitutie is echter af te raden, als het aantal waarnemingen niet veel groter is dan het aantal te schatten modelparameters: door het aanpassen van het regressiemodel aan de specifieke set waarnemingen wordt een te optimistisch beeld van de kwaliteit van de voorspellingen gegeven.

In dit onderzoek is voor evaluatie in plaats van de resubstitutie-methode gebruik gemaakt van de 'leave-one-out' methode. Hierbij wordt één pixel uit de trainingsset weggelaten bij het schatten van de modelparameters, waarna voor dit pixel de voorspellingsfout wordt bepaald. De gehele procedure (training en voorspelling) wordt herhaald voor alle  $n$  pixels.

Berekening van de RMSEP via de 'leave-one-out' methode geeft een schatting van de nauwkeurigheid van de voorspellingen. Deze schatting heeft betekenis, als de trainingspixels en de pixels waarvoor men bedekkingspercentages voorspelt als representatieve steekproeven uit een zelfde pixelpopulatie beschouwd kunnen worden.

Aangezien bij de keuze van de gemeten transecten geen populatie is vastgelegd en geen steekproeftechniek is gebruikt, is het niet mogelijk algemene uitspraken over de nauwkeurigheid van de voorspellingen te doen. Een indruk hiervan is evenwel verkregen door kruisvoorspellingen te doen tussen de geselecteerde transecten. Hiertoe is steeds een regressiemodel opgesteld op grond van pixels uit een bepaald transect, en is de RMSEP bepaald door met dit model voorspellingen te doen voor de pixels uit een ander transect (testset evaluatie).

De verwachting is dat pixels afkomstig uit hetzelfde terrein als de trainingspixels relatief vaker overeenkomstige spectrale eigenschappen zullen hebben dan pixels uit andere heideterreinen. De grootste verschillen zijn te verwachten voor pixels uit een andere Landsat-scene als gevolg van seizoensinvloeden en verschillen in voorbereiding van de beelden. Het toepassen van voorspelfuncties op pixels van een andere Landsat-scene is dan ook niet aan te bevelen zonder verdiscontering van verschillen in voorbereiding.

In hoeverre een opgestelde voorspelfunctie toepasbaar is voor andere terreinen (binnen dezelfde scene) kan worden beoordeeld aan de hand van de bovengenoemde testset evaluatie (kruisvoorspelling tussen transecten) in combinatie met een vergelijking van de eigenschappen van trainingsset, evaluatieset en terrein. In dit onderzoek zijn vergelijkingen tussen pixelsets gemaakt op grond van de gemiddelden en varianties van elk van de vier spectrale banden 3, 4, 5 en 7 en elk van de drie bodembedekkingsfracties heide, gras en kale bodem.

## 2.3 Het samenstellen van een trainingsset

### 2.3.1 Probleemstelling

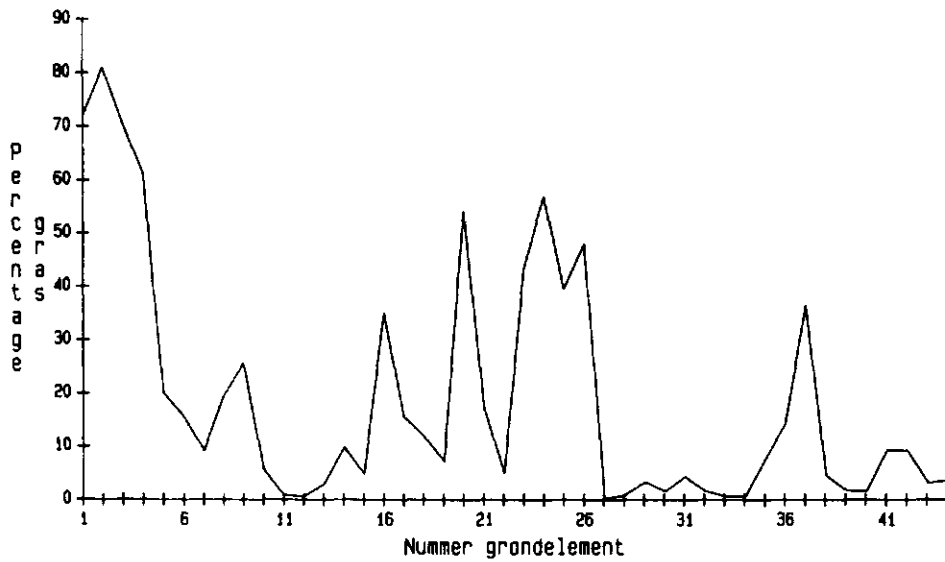
Bij het samenstellen van een trainingsset op basis waarvan een regressie-model moet worden berekend, doet zich het belangrijke probleem voor dat losse trainingspixels niet exact in het veld gelokaliseerd kunnen worden. Het is niet mogelijk om in het beeld een pixel aan te wijzen en vervolgens in het veld de samenstelling van het bijbehorende grondelement te meten. Hoewel de beelden geometrisch gecorrigeerd zijn, is de plaatsbepaling van een pixel, en dus ook van elk object ten opzichte waarvan het pixel gelokaliseerd zou kunnen worden, per definitie onnauwkeuriger dan de afmetingen van een grondelement (zie ook 2.1.1). Hierdoor is het gebruik van ground control points in dit geval niet mogelijk.

Voor het verkrijgen van een trainingsset is het niettemin noodzakelijk dat elk trainingspixel geassocieerd kan worden met een aantal bedekkingspercentages binnen het grondelement overeenkomend met dat pixel. De twee soorten gegevens moeten dus zoveel mogelijk van dezelfde plek (in het veld en in het beeld) afkomstig zijn.

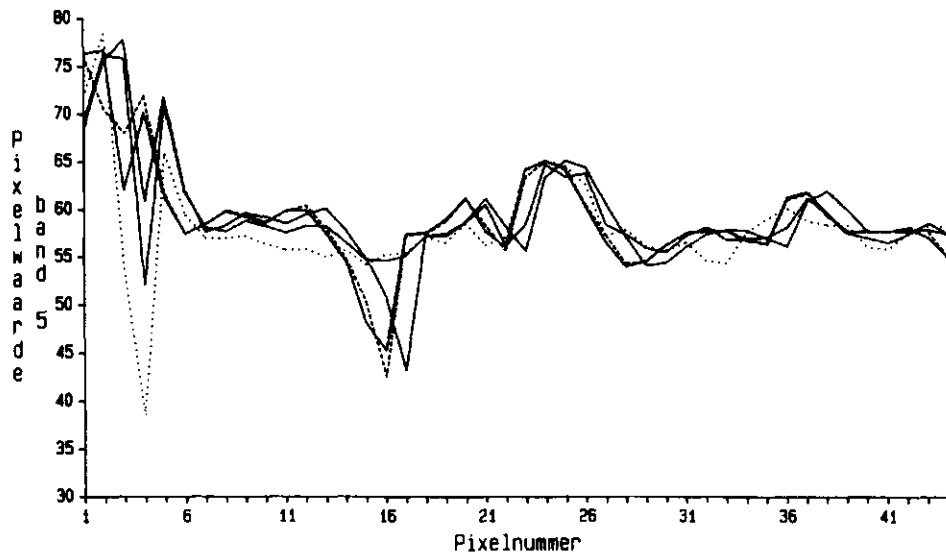
### 2.3.2 Lokalisatie

Om de in het veld gemeten gegevens te kunnen lokaliseren ten opzichte van de pixels is de volgende methode ontwikkeld:

1. In het veld wordt langs een transect het verloop van het bedekkingspercentage van grondbedekkingstypen gemeten. Dit verloop wordt gemiddeld over oppervlakten ter grootte van het grondelement van de gebruikte satellietbeelden (i.c. 25x25 m). Dit levert gegevens op zoals in figuur 1, waar het percentage van het grondbedekkingstype gras is uitgezet voor achtereenvolgende, op één lijn gelegen grondelementen.
2. In het satellietbeeld kan een dergelijk transect ook bemonsterd worden. Dit levert gegevens op zoals in figuur 2, waar de pixelwaarden in band 5 zijn weergegeven langs een aantal verschillend gelokaliseerde pixeltransecten, allemaal in de buurt van het transect waar in het veld de grondelementen zijn gemeten.



Figuur 1. Het verloop van het bedekkingspercentage gras per oppervlakte van 25x25 m langs een lijn van 44 grondelementen. Asselse heide.



Figuur 2. Pixelwaarden langs 5 transecten in de buurt ( $\pm 2$  pixels) van het transect grondelementen. Asselse heide.

3. De volgende veronderstelling wordt nu gemaakt:

Wanneer uit het beeld precies dat transect pixels wordt gekozen waarvan de ruimtelijke oriëntatie overeenkomt met de grondelementen waarvan de bedekking in het veld is gemeten, zal de variatie in pixelwaarden maximaal overeenstemmen met de variatie in grondbedekking. Elk anders georiënteerd pixeltransect zal minder met het grondbedekkings-transect overeenstemmen.

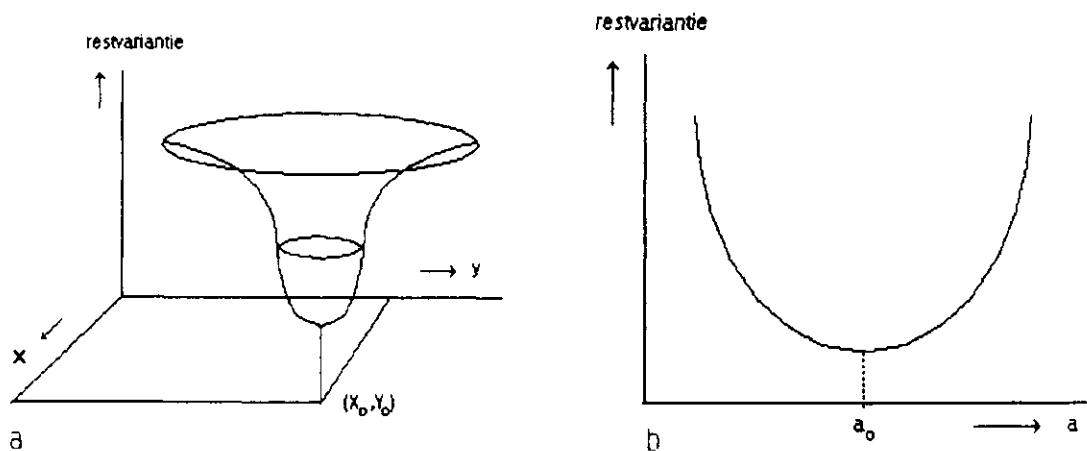
4. Tussen een reeks pixelwaarden in verschillende banden enerzijds en een reeks bedekkingspercentages van grondbedekkingstypen in grondelementen anderzijds kan een verband berekend worden in de vorm van een multivariaat regressiemodel. De mate van overeenkomst kan gekarakteriseerd worden met de restvariantie van de regressie. Dit is de variantie in de grondbedekkingspercentages die niet verklaard kan worden uit de spreiding in de pixelwaarden. De restvariantie kan per bedekkingstype worden berekend, maar ten behoeve van de lokalisatie is hier steeds de gemiddelde restvariantie over de te onderscheiden bedekkingstypen gebruikt.
5. Aldus kan de restvariantie beschreven worden als een functie van de plaats en richting van het transect met pixels:

$$R = F(x, y, a),$$

waarin  $x, y$  de coördinaten zijn van het beginpunt van het transect in het beeld, en  $a$  de hoek t.o.v de horizontaal.  $R$  is de restvariantie.

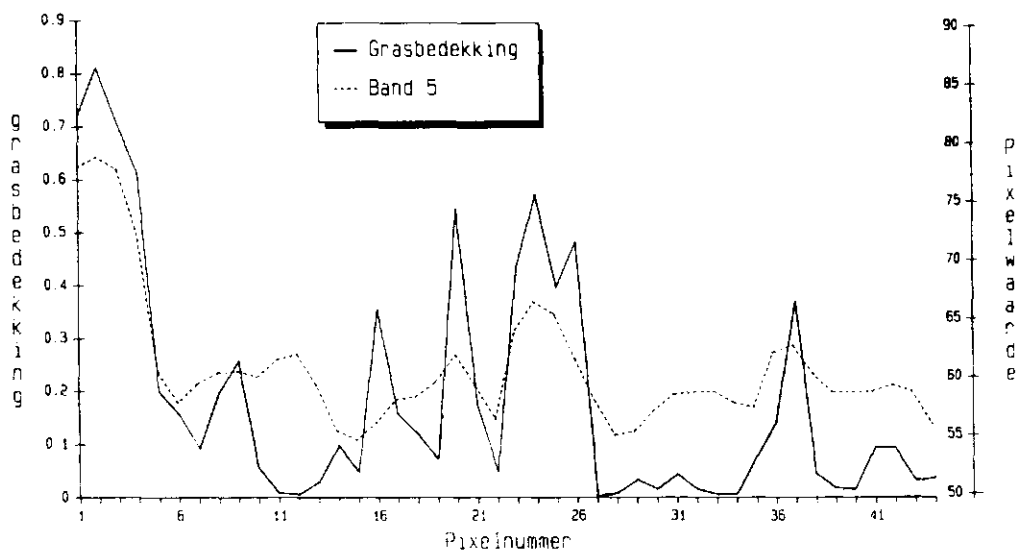
Figuur 3a laat schematisch het verwachte verloop zien van de restvariantie als functie van  $x$  en  $y$  bij gegeven hoek  $a$ . De coördinaten  $x_0, y_0$  geven het punt in het beeld aan waar de lijn met pixels begint, zodanig dat de restvariantie minimaal is. Start de pixellijn op een ander punt, dan zal de restvariantie stijgen. Figuur 3b toont, ook schematisch, het verwachte verloop van de restvariantie als functie van hoek  $a$  bij gegeven coördinaten  $x$  en  $y$ ; deze hoek bepaalt mede hoe goed de lijn pixels samenvalt met de lijn grondelementen.

Figuur 4 toont het transect pixelwaarden dat de laagste restvariantie opleverde (alleen de pixelwaarden van band 5 zijn afgebeeld). Het verloop in grasbedekking is als in figuur 1.



Figuur 3a. Schematisch verloop van de restvariantie als functie van het beginpunt van de bemonsteringslijn in het beeld.

Figuur 3b. Verloop van de restvariantie als functie van hoek  $a$ .



Figuur 4. Pixelwaarde in band 5 in relatie met het bedekkingspercentage gras. Asselse heide.

### 2.3.3 Herbemonstering van pixels

Figuur 5 laat een lijn grondelementen zien en de lijn pixels die deze veldlijn het best benadert. In het algemeen zal een volledige overeenstemming tussen beide zeer moeilijk te verkrijgen zijn. De transecten van grondelementen zoals die in het veld zijn opgenomen, liggen meestal niet in de richting van de kolommen of de rijen pixels in het beeld. De lengte van een lijn met  $n$  grondelementen is anders dan van een lijn met  $n$  pixels: de twee verhouden zich als  $1:\cos(b)$ , waarbij  $b$  de kleinste hoek tussen beide lijnen is ( $0 \leq b \leq 45$ ). Ook al zou de lengte der lijnen door schaling gelijkgemaakt worden, dan nog overlappen slechts gedeelten van beide lijnen elkaar. Hoe slechter grondelementen en pixels elkaar overlappen, hoe groter de onverklaarde variantie zal zijn wanneer een regressie wordt uitgevoerd van grondbedekkingen op pixelwaarden. In het ideale geval overlappen grondelementen en pixels elkaar volkomen.

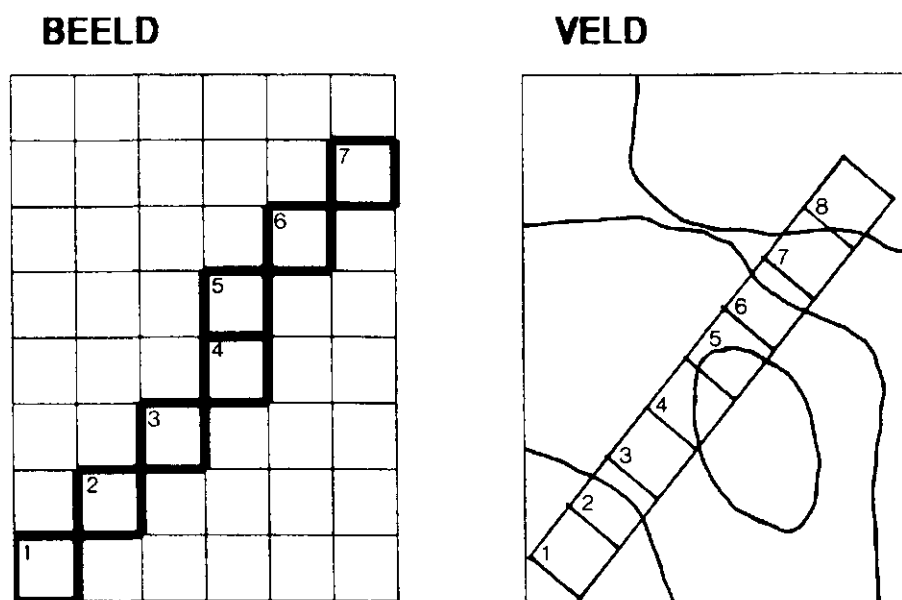
Om in deze leemte te voorzien zijn de grondelementen niet met reeds bestaande pixels geassocieerd, maar met d.m.v. herbemonstering opnieuw berekende pixels. Deze nieuwe pixels, die als het ware zijn opgebouwd uit delen van de oude pixels, kunnen elke willekeurige oriëntatie hebben, waardoor de eerdergenoemde discrepantie tussen pixels en grondelementen vervalt (figuur 6).

De herbemonstering is uitgevoerd door binnen de projectie van het nieuw te berekenen pixel in het oorspronkelijke beeld 625 punten te bemonsteren in een regelmatig grid. De nieuwe pixelwaarde is het gemiddelde van de 625 monsters. De afstand van de monsterpunten, vertaald naar de veldsituatie, is 1 m. Bij deze methode van herbemonstering wordt dus geen interpolatie uitgevoerd tussen een aantal omliggende pixels.

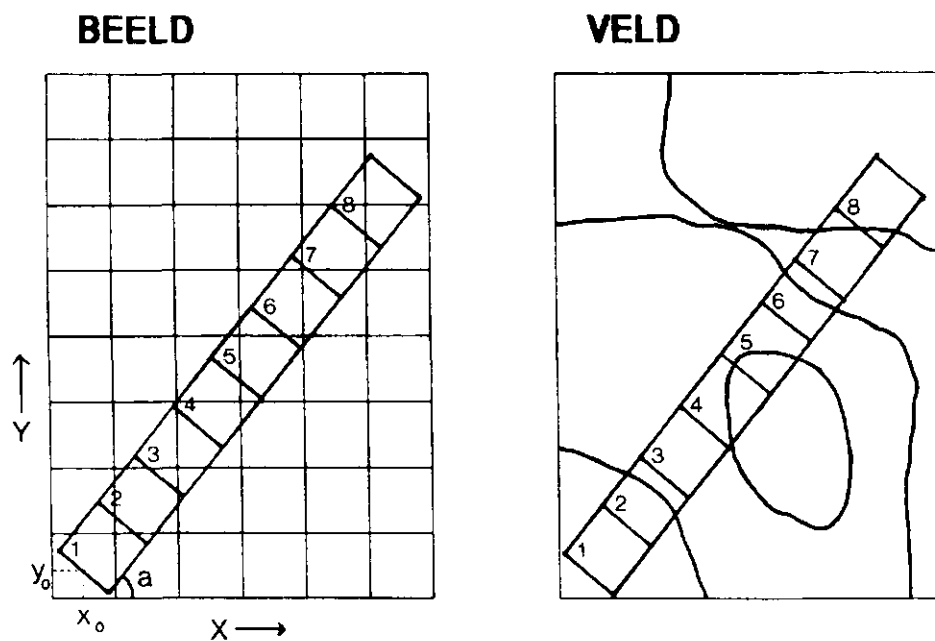
### 2.3.4 Het zoeken naar de 'best fit'

Vervolgens wordt nu gezocht naar het transect pixels dat de laagste restvariantie oplevert na regressie met de grondbedekkingswaarden. In dit geval is eveneens (zie 2.2.2) gebruik gemaakt van inverse regressie, maar dit is niet werkelijk van belang; hetzelfde resultaat had met regressie van  $Y$  op  $X$  bereikt kunnen worden. Er wordt immers geen absolute betekenis aan de restvariantie toegekend, maar een relatieve, ten opzichte van een set met een andere lokalisatie.

Het zoeken naar de laagste restvariantie is met een 'grid search' uitgevoerd. Voor elk roosterpunt in de  $x,y,a$ -ruimte is een herbemonstering



Figuur 5. Discrepantie tussen pixels en grondelementen



Figuur 6. Overeenstemming tussen pixels en grondelementen na herbemonstering van de pixels.

uitgevoerd, gevolgd door een regressie. Op deze wijze wordt het verloop van de restvariantie in de x,y,a-ruimte in kaart gebracht. Vanzelfsprekend wordt bij het zoeken naar dit optimale transect alleen dat gedeelte van het beeld bemonsterd dat in de directe omgeving ( $\pm 10$  pixels) ligt van de plaats waar het veldtransect verondersteld wordt te liggen.

## 2.4 Voorbewerking van de beelden

### 2.4.1 Selectie van heideterreinen uit satellietbeelden

Voor de selectie van heidepixels uit satellietbeelden is gebruik gemaakt van twee kaarten:

1. Natuurgebieden en Bossen van Nederland, 1:250 000 (Staatsbosbeheer 1981),
2. Topografische kaart van Nederland, 1:50 000 (Topografische Dienst Nederland 1987).

Op de eerste kaart zijn alle heideterreinen in Nederland aangegeven, op de tweede kunnen de coördinaten van deze terreinen worden afgelezen en worden vertaald in lijn- en pixelnummers van de satellietbeelden.

### 2.4.2 Maskering

Voordat de beelden verwerkt worden, wordt een masker gemaakt dat alle pixels elimineert die niet voor interpretatie in aanmerking komen. Dit zijn ten eerste pixels die buiten de gebiedsgrens van het geselecteerde terrein liggen. Ten tweede dienen pixels verwijderd te worden die weliswaar binnen het heideterrein liggen maar een ander bedekkingstype dan (al of niet vergraste) heide bevatten, zoals bossen, water, wegen, kale bodem, e.d. Dit is een noodzakelijke stap omdat voorspellingen van pixels die buiten het toepassingsdomein van het regressiemodel vallen, geen betekenis hebben. Het toepassingsdomein is echter niet scherp afgegrensd: voorspellingen worden onnauwkeuriger naarmate de te voorspellen pixels sterker afwijken van de trainingsset. De selectie van te maskeren pixels gebeurt op grond van hun waarden (afwijkend van de trainingsset) en visueel (wanneer zij in het beeld te herkennen zijn als bos, water, wegen). Zie 3.2 voor de karakteristieken van de trainingssets en maskers. De gebiedsgrenzen zijn ontleend aan de topografisch kaart.

In de voorspellingsfase wordt a posteriori een derde maskering uitgevoerd, op basis van het voor elk pixel berekende betrouwbaarheidsinterval

(zie 2.2.3). Boven een bepaalde drempelwaarde voor de breedte van het interval blijven voorspellingen achterwege. Deze drempelwaarde is tot nu toe proefondervindelijk vastgesteld: door een steeds lagere waarde te kiezen kan men zien wanneer voorspellingen achterwege blijven voor terreindelen waarvan op basis van veldwerk bekend is dat zij relevant zijn. Op dat moment is de drempelwaarde te laag gekozen en wordt een hogere waarde geprobeerd, net zo lang tot een waarde gevonden is waarmee de relevante delen bewaard blijven en de niet-relevante delen wegvallen.

## 2.5 Veldwerk

### 2.5.1 Het bepalen van de ligging van de veldtransecten

Bij het bepalen van de ligging van de veldtransecten zijn twee randvoorwaarden gesteld:

1. Een transect moet liggen tussen twee punten die op het satellietbeeld herkenbaar zijn zodat een grove plaatsbepaling mogelijk is. Hierdoor kunnen de lokalisatieprocedures zoveel mogelijk beperkt worden.
2. Het transect moet representatief zijn voor het hele terrein, hetgeen betekent dat alle grondbedekkingstypen in het transect voorkomen, in dezelfde verhouding als in het terrein.

Het is bijzonder moeilijk om aan de tweede voorwaarde te voldoen. In de praktijk werd de ligging van een transect in het veld bepaald aan de hand van een foto van het TM-beeld. Als herkenbare punten dienden bosjes, wegen, hoeken in bosranden, vennetjes, etc. Van alle transecten die voldeden aan voorwaarde 1 werd de op het oog meest representatieve gekozen.

### 2.5.2 Gebruik van luchtfoto's

Het is gebleken dat oriëntatie in het veld op basis van een TM-beeld voor het selecteren van transecten moeilijk uitvoerbaar is. Een overzichts-luchtfoto kan goede diensten bewijzen om het schaalverschil te overbruggen tussen satellietbeeld en veldwaarneming.

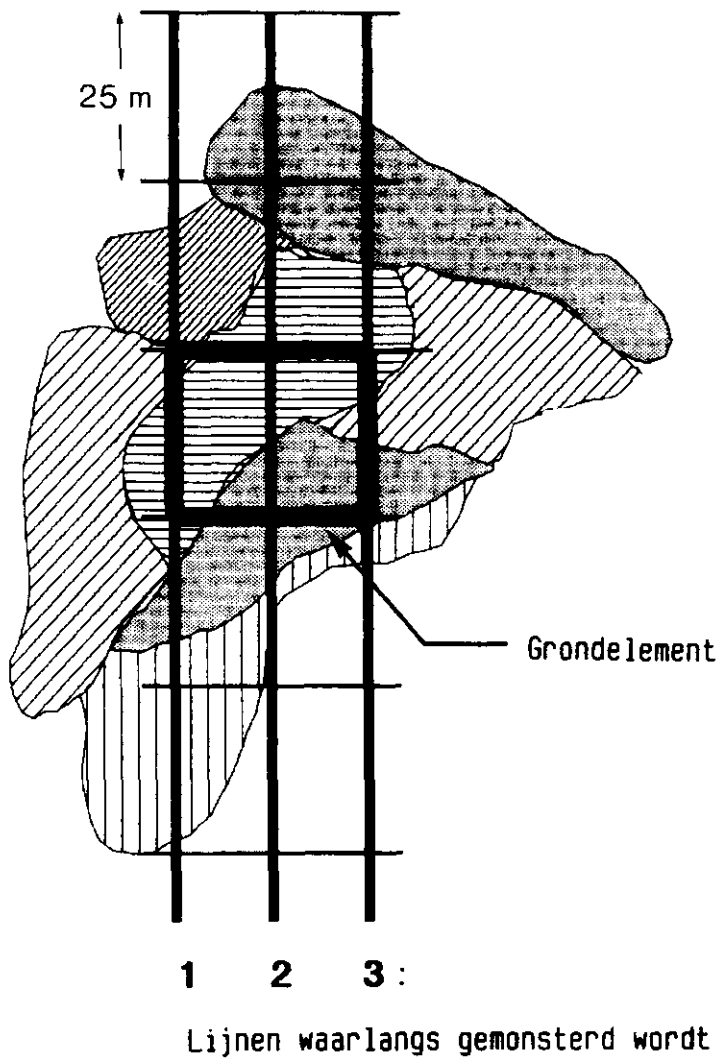
Van drie transecten zijn luchtfoto's gemaakt (35 mm kleinbeeld, uit de hand). De transecten zijn hiervoor gemarkeerd met vliegschijven: iedere 50 m op elke lijn, waardoor een rechthoekig grid gevormd wordt. Het doel hiervan was drieledig:

1. Documentatie. Als er onduidelijkheden of fouten in de veldgegevens zitten (b.v. of een terreingedeelte al of niet gemaaid is), kunnen de luchtfoto's uitsluitend geven over de werkelijke situatie.
2. Oriëntatie. Voordat de zoekprocedure naar de 'best fit' tussen veld- en beeldgegevens kan beginnen moet het beginpunt in het beeld van de lijn van grondelementen bij benadering bepaald worden. Hierbij kunnen de luchtfoto's goede diensten bewijzen.
3. Beoordeling van spectrale eigenschappen van de verschillende grondbedekkingstypen. Aan de hand van de luchtfoto's is beter te beoordelen welke typen spectraal zodanig met elkaar overeenkomen dat samenvoeging in één klasse geoorloofd is (zie 2.5.5).

#### 2.5.3 Bemonsteringstechniek

In verband met de grote hoeveelheid te verzamelen gegevens moest de te gebruiken vegetatie-opnamemethode snel zijn. Zowel de variatie tussen als binnen heideterreinen in Nederland moest in de veldgegevens vertegenwoordigd zijn. Dit betekende dat veldgegevens in een aantal terreinen verspreid over Nederland moesten worden verzameld en dat per terrein van een voldoende groot aantal grondelementen de vegetatiesamenstelling gemeten moest worden. In verband met de voorziene lokalisatieproblemen (zie 2.3.2) is gekozen voor een lijninterceptmethode.

Wanneer langs een lijn de lengten gemeten worden van bedekkingstypen, kunnen deze opgevat worden als een schatting voor het oppervlak dat door die typen wordt ingenomen (Gates, 1979). Hierbij geldt: hoe meer lijnen per oppervlak, hoe accurater de schatting. Bij een oneindig groot aantal lijnen wordt het oppervlak zelf beschreven. Uit praktische overwegingen is gekozen voor drie lijnen, met een onderlinge afstand van 12.5 m, voor de beschrijving van een oppervlak van 25 m breed. Figuur 7 geeft een schematische voorstelling van de methode. De drie lijnen vormen samen een transect. Het uitzetten van een transect geschiedde met behulp van een waterpasinstrument met hoekmeter, en drie meetlinten van 50 m. Tabel 4 geeft een overzicht van de hoeveelheid verzamelde veldgegevens.



Figuur 7. Veldwerkmethode.

Tabel 4. Overzicht hoeveelheid veldgegevens.

| Terrein            | aantal<br>transecten | totale<br>lengte (m)         |
|--------------------|----------------------|------------------------------|
| Asselse heide      | 1                    | 1100                         |
| Dwingelose heide   | 2                    | 1100                         |
| Strabrechtse heide | 2                    | 1700                         |
|                    | 7                    | 5750 = 143750 m <sup>2</sup> |

#### 2.5.4 Opname-eenheden

Op grond van de elementen waaruit vergraste heide bestaat zijn de volgende tien basisbedekkingstypen (BBT's) onderscheiden:

1. *Calluna vulgaris*, struikheide
2. *Erica tetralix*, dopheide
3. *Molinia caerulea*, pijpestrootje
4. *Deschampsia flexuosa*, bochtige smeie
5. Overige groene vegetatie (een restgroep)
6. Dode heide
7. Dood gras
8. Toestand sinds satellietopname drastisch gewijzigd  
(afgeplagd, gemaaid, gebrand)
9. Vrije soort
10. Kale bodem

De vrije soort werd afhankelijk van lokale omstandigheden ingevuld. In de heide van Hoog Buurlo bijvoorbeeld was dit *Vaccinium myrtillus* omdat deze soort daar dominant voorkwam. In de Strabrechtse heide daarentegen kwam nauwelijks *Vaccinium* voor en nam *Nardus stricta* de plaats van de vrije soort in.

Voor het snel en uniform vastleggen van de gegevens in het veld is gebruik gemaakt van een veldcomputer, de Psion Organiser II. Hierin werden gedurende een tot drie dagen gegevens opgeslagen, die via een RS232 interface naar een VAX/750 konden worden overgebracht voor verwerking. De in het veld verzamelde gegevens hadden de volgende vorm:

| <u>afstand</u> | <u>CEMDGXTSVK</u> |
|----------------|-------------------|
| 0000           | 0232010001        |
| 0021           | 1241100002        |
| 0048           | 0321110003        |
| .              | .                 |
| .              | .                 |

Hierbij komen de letters C, E, M, D, etc. overeen met de tien BBT's. De onder deze letters vermelde getallen zijn klassen van lengtepercentages. De klassegrenzen zijn weergegeven in tabel 5.

Tabel 5. Klassenindeling van lengtepercentages.

| Klasse | Grenzen                        |
|--------|--------------------------------|
| 0      | 0% (niet aanwezig)             |
| 1      | 1 tot 15% van de monsterlengte |
| 2      | 15 tot 25% " " "               |
| 3      | 25 tot 35% " " "               |
| 4      | 35 tot 45% " " "               |
| 5      | 45 tot 55% " " "               |
| 6      | 55 tot 65% " " "               |
| 7      | 65 tot 75% " " "               |
| 8      | 75 tot 85% " " "               |
| 9      | 85 tot 100% " " "              |

Uit het hierboven gegeven voorbeeld is af te lezen dat op afstand 0 dm (aan het begin van een lijn) een vegetatie te vinden was die voor 15-25% uit *Erica* bestond, 25-35% uit *Molinia*, 15-25% *Deschampsia*, 1-15% dode heide en 1-15% kale bodem. Vervolgens begint op een afstand van 21 dm een nieuw bedekkingstype, waarvan de samenstelling beschreven wordt met de code 1241100002: 1-15% *Calluna*, 15-25% *Erica*, 35-45% *Molinia* etc. Deze percentages zijn schattingen.

Als compromis tussen nauwkeurigheid en snelheid werd steeds opnieuw een monsterlengte van 1 dm tot enkele meters gekozen, waarvan het relatieve aandeel der BBT's gemakkelijk was te overzien. Bij zeer homogene vegetaties kon de monsterlengte tientallen meters bedragen, en werd pas een eindpunt geplaatst als de vegetatiesamenstelling zich wijzigde. De afstand op het meetlint waar de monsterlengte begon, werd genoteerd waarna een schatting werd gemaakt van de aandelen der BBT's. De volgende monsterlengte begon op het eindpunt van de vorige.

#### 2.5.5 Verwerking veldgegevens

De afzonderlijke percentages van de BBT's werden vervolgens zodanig getransformeerd dat hun som 100 bedroeg, volgens

$$\%TBBT_i = \frac{100}{S(\%BBT_i), i=1,10} * \%BBT_i$$

waarin

$\%TBBT_i$  : het getransformeerde lengtepercentage van BBT i;  
 $S(\%BBT_i), i=1,10$  : de sommatie van lengtepercentages van alle BBT's;  
 $\%BBT_i$  : het oorspronkelijke lengtepercentage van BBT i.

Voor het oorspronkelijke lengtepercentage van een BBT is, m.u.v. klasse 1, het klassemidden aangehouden, zoals vermeld in tabel 6.

Tabel 6. Lengtepercentages per lengtecode.

| <u>lengtecode</u> | <u>lengtepercentage(%)</u> |
|-------------------|----------------------------|
| 0                 | 0                          |
| 1                 | 5                          |
| 2                 | 20                         |
| 3                 | 30                         |
| 4                 | 40                         |
| 5                 | 50                         |
| 6                 | 60                         |
| 7                 | 70                         |
| 8                 | 80                         |
| 9                 | 92,5                       |

De waarde voor klasse 1 (5%) is ongelijk aan het klassemidden (7,5%). Deze waarde is bewust lager gekozen om te compenseren voor het regelmatig gebruik van klasse 1 als presentiescore (met een zeer geringe lengte) in plaats van als lengtescore.

Het berekenen van de oppervlakten uit lengten gebeurde steeds voor oppervlakten ter grootte van een grondelement (25x25 m) door per BBT de gemeten lengten in de drie lijnstukken te sommeren, de som te delen door de totale lengte (75 m) en deze fractie te vermenigvuldigen met het totale oppervlak (625 m<sup>2</sup>).

#### 2.5.6 De samenstelling van de typen 'heide' en 'gras'

Om aan de doelstelling van het onderzoek, het onderscheiden van vergraste en niet-vergraste heide, te kunnen voldoen is in eerste instantie niet geprobeerd alle BBT's (zie 2.5.3) apart te kunnen onderscheiden, maar zijn door samenvoeging van BBT's drie grovere eenheden gevormd. Tabel 7 toont de opbouw van de geaggregeerde eenheden 'heide', 'gras' en 'kale bodem'.

Tabel 7. Samenstelling van eenheden 'heide', 'gras' en 'kale bodem' uit BBT's.

#### Geaggregeerde

| eenheid      | BBT's                                                                           |
|--------------|---------------------------------------------------------------------------------|
| 'heide'      | : <i>Calluna</i> + <i>Erica</i> + Dode heide                                    |
| 'gras'       | : <i>Molinia</i> + <i>Deschampsia</i> + Overige groene<br>vegetatie + Dood gras |
| 'kale bodem' | : Kale Bodem                                                                    |

Per trainingsset is de BBT 'Vrije soort' aan 'heide' of aan 'gras' toebedeeld (tabel 8).

Tabel 8: Toewijzing vrije soort.

| Transect            | Vrije soort                | Toegewezen aan |
|---------------------|----------------------------|----------------|
| Asselse heide       | --                         | --             |
| Dwingelose heide    | <i>Empetrum nigrum</i>     | 'heide'        |
| Hoog Buurlose heide | <i>Vaccinium myrtillus</i> | 'heide'        |
| Strabrechtse heide  | <i>Nardus stricta</i>      | 'gras'         |
| Terletse heide      | <i>Vaccinium myrtillus</i> | 'heide'        |

N.B. *Nardus stricta* in b.v. de Dwingelose heide is, wegens het sporadisch voorkomen aldaar meteen bij de restgroep 'Overige groene vegetatie' gerekend.

## 2.6 Verwerking van de vergrassingsgegevens

### 2.6.1 Herschaling van de berekende percentages

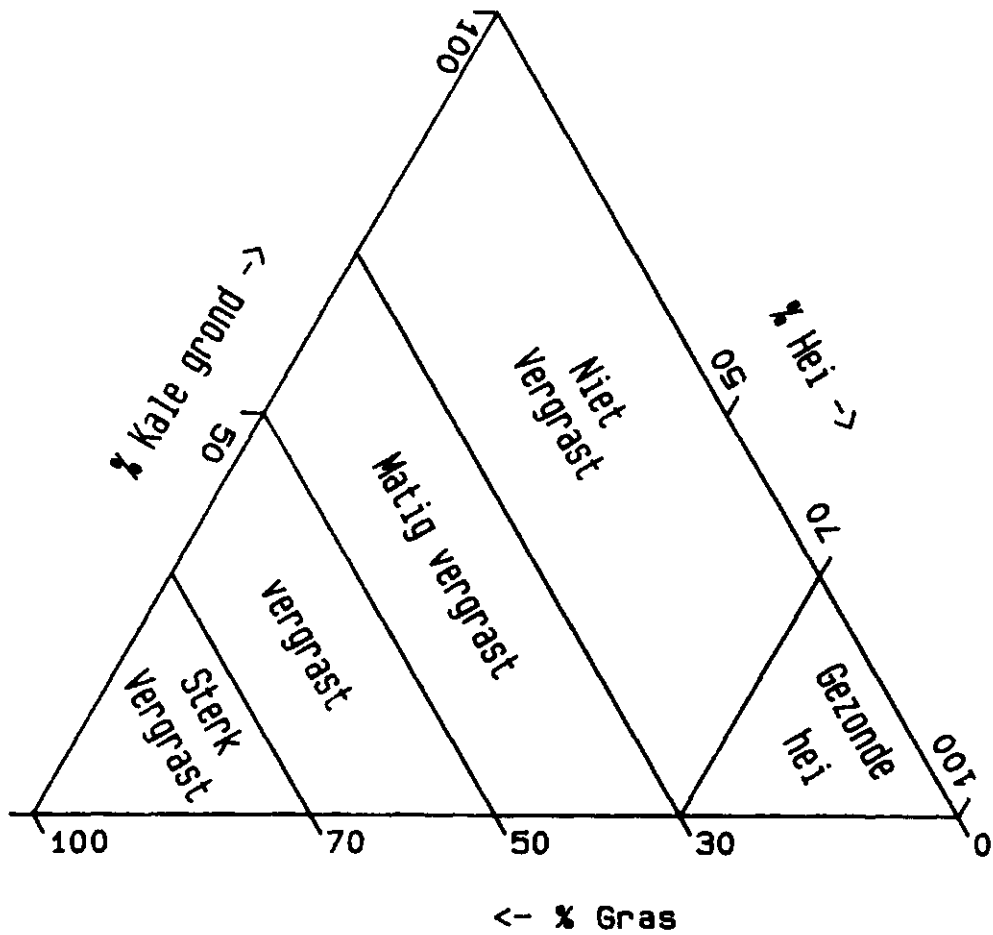
Omdat met een lineair regressiemodel wordt gewerkt, is het mogelijk dat voorspelde percentages beneden 0 of boven 100 liggen. In dat geval zijn de drie bedekkingspercentages zodanig herschaald dat zij tussen 0 en 100 liggen en hun som weer 100 bedraagt. Hiertoe worden de negatieve waarden op nul gesteld waarna iedere waarde door de som der waarden wordt gedeeld.

### 2.6.2 Generalisatie van de gegevens

Een geanalyseerd pixel kan gezien worden als een steekproef uit een heide-terrein. De mate van vergrassing van de vegetatie kan gekarakteriseerd worden door het percentage 'heide' of 'gras' dat in de steekproef gevonden wordt. Voor de presentatie van de inventarisatiegegevens in dit rapport is een hoofdingeling gemaakt naar het percentage 'gras' dat in een pixel werd aangetroffen. Voor het gebruik van de gegevens in het Dutch Acidification Systems (DAS) model wordt deze generalisatie niet toegepast.

Omdat de som van de percentages 'heide', 'gras' en 'kale grond' altijd 100 is, kan de klassenindeling worden weergegeven met een driehoek zoals in figuur 8. Hierin is ook de klasse met meer dan 70% 'heide' onderscheiden, waarbij verondersteld wordt dat het hier om heide gaat met een laag risico voor vergrassing op korte termijn ('gezonde heide').

Bij het huidige niveau van atmosferische stikstofdepositie loopt de heide met een 'gras'bedekking van 31-50% per pixel ('matig vergrast') het risico binnen een termijn van drie tot vijf jaar te vergrassen, met name wanneer de grassen kunnen uitbreiden na beschadiging van *Calluna*, b.v. door een heidekeverplaag, vorst- of droogteschade, verkeerde beheersmaatregel, etc. (mond. med. Berdowski). In tabel 9 is de volledige klassenindeling weergegeven.



Figuur 8. Klassenindeling.

Tabel 9: Vergrassingsklassen.

Hoofdklassen:

|                       |                            |
|-----------------------|----------------------------|
| Niet-vergraste heide  | : 0- 30% 'gras' per pixel  |
| Matig vergraste heide | : 31- 50% 'gras' per pixel |
| Vergraste heide       | : 51- 70% 'gras' per pixel |
| Sterk vergraste heide | : 71-100% 'gras' per pixel |

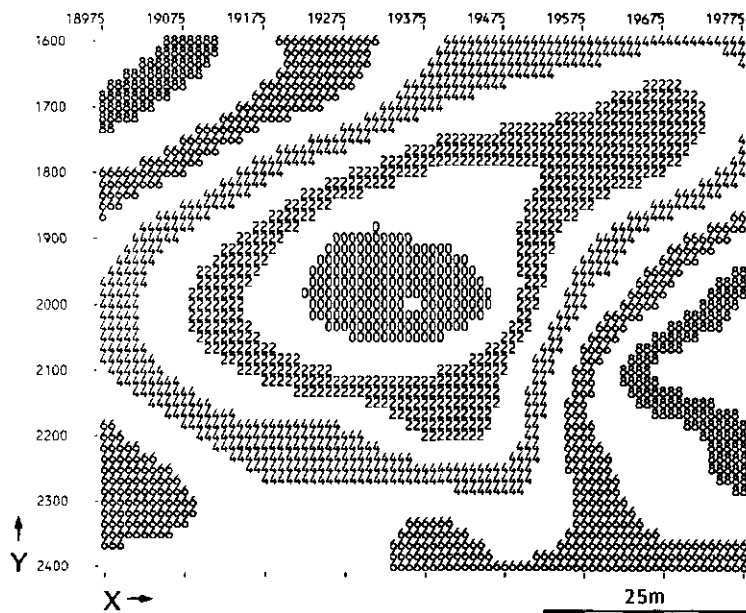
Extra klassen:

|               |                             |
|---------------|-----------------------------|
| Gezonde heide | : 71-100% 'heide' per pixel |
| Geen gras     | : 0% 'gras' per pixel       |

### 3 RESULTATEN

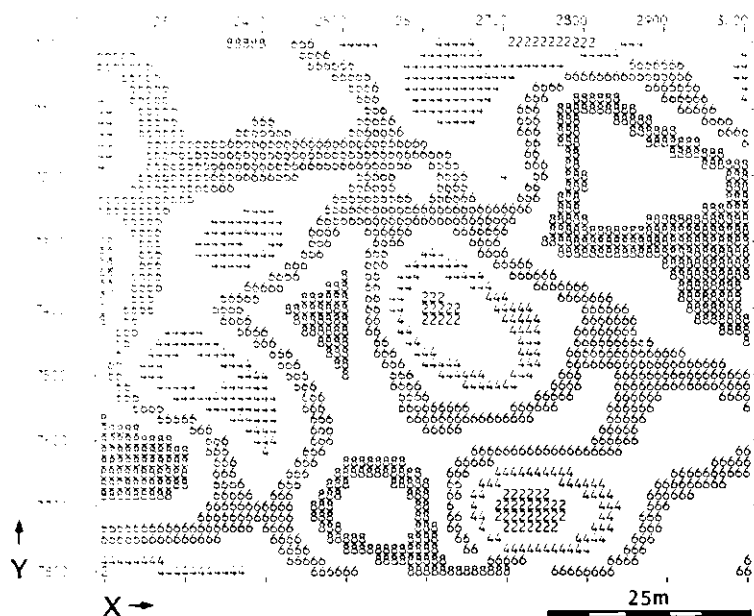
#### 3.1 Lokalisatie

Het is gebleken dat het verwachte verloop van de restvariantie als functie van  $x, y$  en  $a$  (zie 2.3.2) in werkelijkheid is terug te vinden. Figuur 9 is een contourplot van de restvariantie rond een absoluut minimum in het  $x, y$ -vlak, bij gegeven hoek  $a$  van het transect. De cijfers waaruit de contouren zijn opgebouwd, zijn een maat voor de hoogte van de restvariantie. Door opeenvolgende, steeds fijnere 'grid searches' uit te voeren kan het punt met de laagste restvariantie met toenemende nauwkeurigheid worden vastgesteld.



Figuur 9. Verloop van de restvariantie als functie van  $x$ - en  $y$ -coördinaten van het beginpunt van de beeldlijn.

Figuur 10 toont het verloop van de restvariantie als pixellijn en grond-elementlijn elkaar niet raken. Er is dan geen duidelijk minimum te onderscheiden en de restvariantie fluctueert sterk als gevolg van toevallige overeenkomsten tussen beeld- en veldgegevens.



Figuur 10. Verloop van de restvariantie wanneer beeldlijn en grondelementlijn geen overlap vertonen.

Van de zeven opgenomen transecten zijn er drie gelokaliseerd. Bij de resterende vier transecten was het niet mogelijk een duidelijk minimum van de restvariantie te vinden. Dit is waarschijnlijk te wijten aan veranderingen in de vegetatiesamenstelling tussen het moment van beeldopname en het moment van veldopname. Met name beheersmaatregelen zoals afplaggen en maaien verstoren de relatie tussen beeld- en veldgegevens drastisch. Lokalisatie gebeurde d.m.v. een 'grid search' naar de laagste restvariantie die verkregen is uit inverse regressie van de X-variabelen 'heide', 'gras' en 'kale grond', op de Y-variabelen band 3, 4, 5 en 7. Tabel 10 geeft de lokalisatiegegevens van deze transecten. De x- en y-coördinaten zijn die van het coördinatensysteem van de Rijksdriehoeksmeting. Hoek a is gemeten ten opzichte van de oost-westhorizontaal, linksom draaiend. De restvariantie is een gemiddelde van de drie waarden voor 'heide', 'gras' en 'kale grond'.

Tabel 10: Lokalisatiegegevens.

| <u>Transect</u> | <u>x-coör(km)</u> | <u>y-coör(km)</u> | <u>hoek a</u> | <u>restvar</u> |
|-----------------|-------------------|-------------------|---------------|----------------|
| A2 (Ass. hei)   | 186,291           | 468,396           | 133,8         | 0,00575        |
| D1 (Dwi. hei)   | 222,053           | 534,363           | 253,3         | 0,00332        |
| S2 (Str. hei)   | 170,314           | 378,127           | 95,9          | 0,01326        |

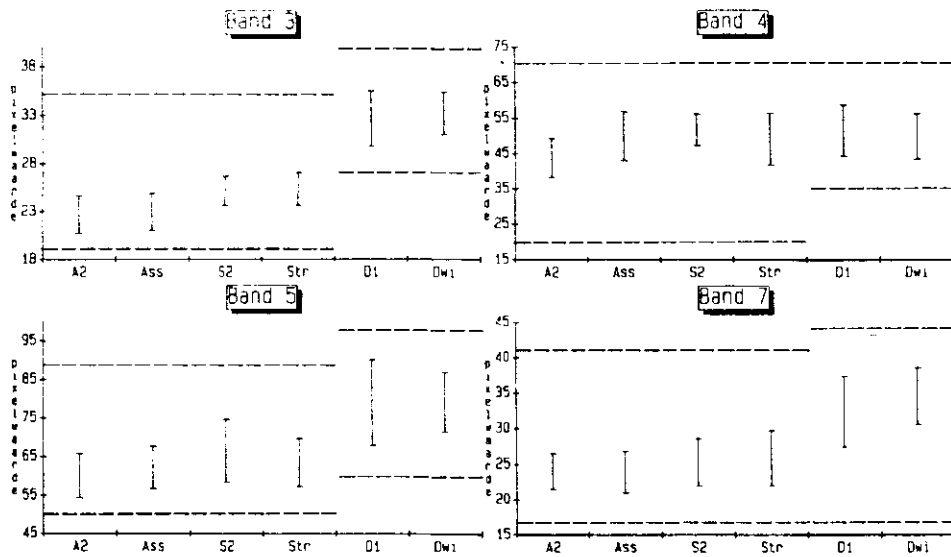
Deze lokalisaties leveren dus drie trainingssets op, waarvan er twee van dezelfde scene van 3 augustus 1986 afkomstig zijn (A2 en S2) en een van de scene van 16 juni 1986 (D1). Omdat het gebruik van een regressiemodel over scenegrenzen heen niet geoorloofd is (zie 2.2.3), is voor elke scene één trainingsset gebruikt: de sets van A2 en S2 zijn samengevoegd om de heideterreinen van Midden- en Zuid-Nederland te voorspellen, terwijl set D1 gebruikt wordt om bedekkingspercentages in terreinen in West-, Midden- en Noord-Nederland te voorspellen. De grens tussen de noordelijke en de zuidelijke scene ligt op de lijn Apeldoorn-Enschede.

### 3.2 Kenmerken van de trainingssets

De trainingssets zijn gebruikt om verschillende regressiemethoden en de nauwkeurigheid van de gekozen methode te evalueren. Figuur 11 toont gemiddelde en standaarddeviatie in band 3, 4, 5 en 7 van de trainingssets. Tevens zijn hierbij dezelfde gegevens gevoegd van de terreinen waaruit de sets afkomstig zijn. Hiervan zijn alleen de na maskering overgebleven pixels beschouwd. De stippellijnen geven de grenswaarden aan die bij de maskering van de beelden zijn aangehouden. Deze waarden zijn voor de Dwingelose heide afwijkend omdat dit terrein van een andere Landsat scene afkomstig is.

### 3.3 Bandkeuze

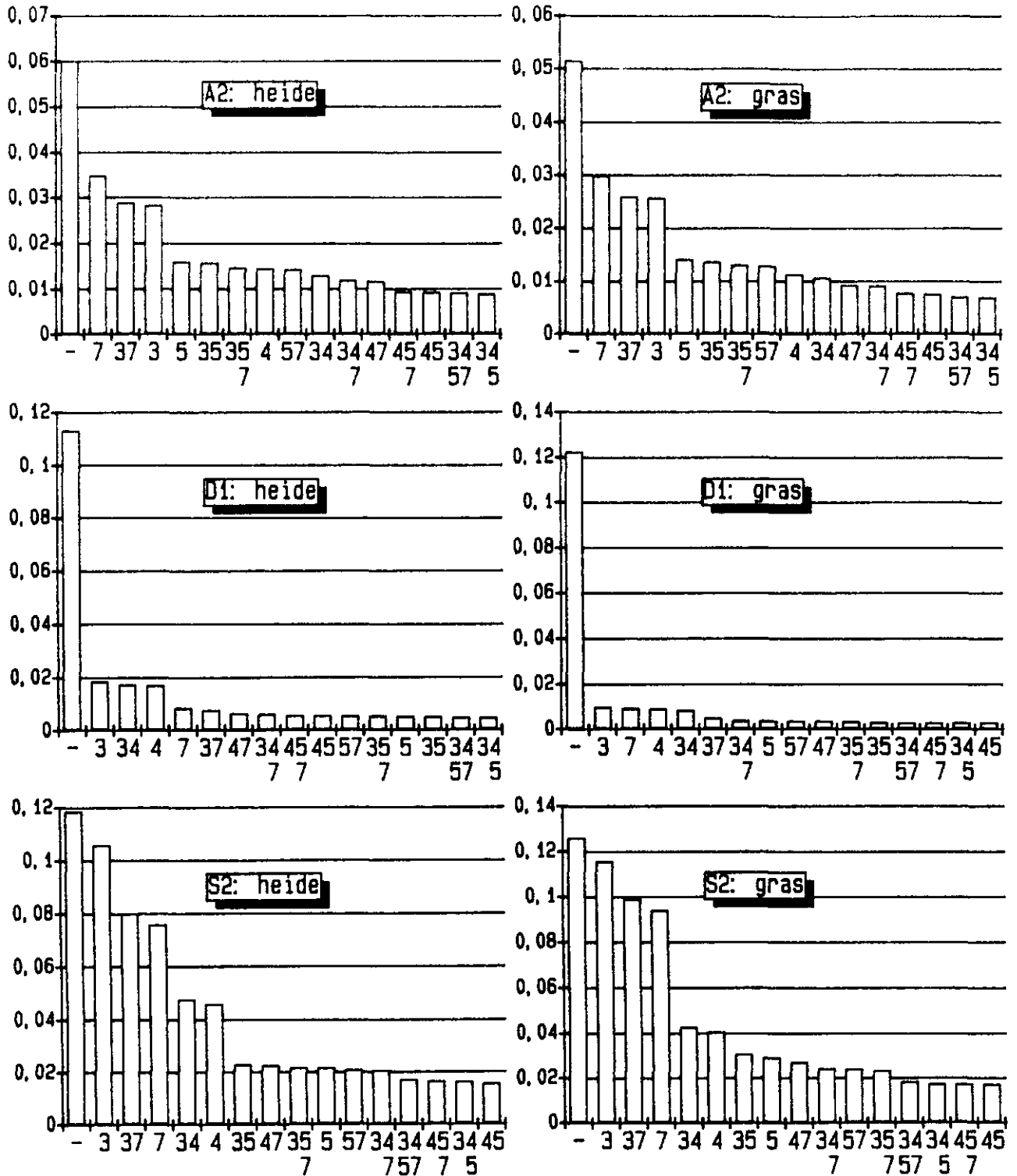
Zoals gesteld in 2.1.6 wordt een combinatie van banden gekozen op basis van het vermogen om de variaties in relevante bedekkingstypen te beschrijven. Figuur 12 laat de restvarianties zien voor 'heide' en 'gras' bij alle mogelijke combinaties van de banden 3, 4, 5 en 7, voor de trainingssets A2 (Asselse heide), D1 (Dwingelose heide) en S2 (Strabrechtse heide). De waarden zijn gesorteerd van hoog naar laag. De combinatie '-' duidt de restvariantie aan wanneer geen remote sensing gegevens worden gebruikt.



Figuur 11. Gemiddelde  $\pm$  standaardafwijking van de transecten A2, S2 en D1 en de terreinen Asselse (Ass), Strabrechtse (Str) en Dwingelose (Dwi) heide.

In dat geval zijn de voorspellingen gelijk aan de gemiddelde grondbedekkingspercentages van de trainingsset.

Hoewel de lokalisaties van de transecten uitgevoerd zijn op basis van regressie met de banden 3, 4, 5 en 7 levert de combinatie van 3,4,5 de laagste restvariantie op, gemiddeld over de typen 'heide', 'gras' en 'kale grond' en over de drie transecten. In tabel 11 worden de gemiddelde restvarianties van de best scorende combinaties weergegeven. De combinatie 3,4 is vermeld ter vergelijking. Duidelijk is dat het gebruik van band 4 en 5 vereist is; in de beste vier combinaties zijn deze banden vertegenwoordigd (het spectrum van band 5 wordt overigens door de SPOT-satelliet niet opgenomen). De verschillen tussen de vier combinaties mét band 4 en 5 zijn niet significant; een duidelijke voorkeur kan daarom op basis van de gebruikte trainingssets niet gegeven worden. Daarom is verder gewerkt met de combinatie van band 3, 4, 5 en 7. Overigens is de combinatie met alleen de banden 4 en 5 veelbelovend vanwege de geringe hoeveelheid benodigde data.



Figuur 12. Restvarianties (Y-as) bij verschillende bandcombinaties (X-as).

Tabel 11. Gemiddelde restvariantie van 5 bandcombinaties.

| <u>combinatie</u> | <u>gemiddelde restvariantie</u> |
|-------------------|---------------------------------|
| 3,4,5             | 0,00979                         |
| 4,5               | 0,00990                         |
| 4,5,7             | 0,01017                         |
| 3,4,5,7           | 0,01017                         |
| 3,4               | 0,02361                         |

---

### 3.4 Nauwkeurigheid van de resultaten

Zoals verwacht kunnen de pixels van de transecten het best voorspeld worden met ijkverbanden op grond van de transecten zelf. De RMSEP (zie 2.2.3), gemiddeld voor 'heide' en 'gras', bij voorspellingen binnen de transecten D1, S2 en A2 bedraagt gemiddeld 9,5%.

Bij kruisvoorspellingen tussen de transecten S2 en A2 bedraagt de gemiddelde RMSEP 14,9%. Wanneer de samenstelling van niet in het veld gemeten pixels voorspeld wordt, wat natuurlijk het meeste voorkomt, moet derhalve met een fout van 15% rekening worden gehouden.

Dit resulteert in betrouwbaarheidsintervallen van 30% (absoluut) voor de bedekkingspercentages van elk individueel pixel. Wordt gekeken naar de gemiddelde bedekkingspercentages van een terrein bestaande uit n pixels, dan zal de precisie groter zijn, afhankelijk van n en van de mate van onzuiverheid van de gebruikte schatters (zie Van Kootwijk & Van der Voet, 1989).

### 3.5 Regressievergelijkingen

Voor de beelden van 16 juni 1986 (Noord- en Midden-Nederland en het Gooi) zijn de volgende regressievergelijkingen berekend:

$$x1 = 2,681 + 0,0143*y1 - 0,01818*y2 - 0,00616*y3 - 0,0359*y4$$

$$x2 = -2,238 + 0,0140*y1 + 0,02161*y2 + 0,00316*y3 + 0,0252*y4$$

$$x3 = 0,564 - 0,0287*y1 - 0,00323*y2 + 0,00286*y3 + 0,0110*y4$$

Hierbij is:

x1 het percentage 'heide' per pixel  
x2 het percentage 'gras' per pixel  
x3 het percentage 'kale bodem' per pixel  
y1 pixelwaarde band 3  
y2 pixelwaarde band 4  
y3 pixelwaarde band 5  
y4 pixelwaarde band 7

De voor de beelden van 3 augustus 1986 (Midden- en Zuid-Nederland) berekende regressievergelijkingen luiden:

$$\begin{aligned}x1 &= 2,962 + 0,0271*y1 - 0,02286*y2 - 0,02468*y3 - 0,0128*y4 \\x2 &= -1,777 - 0,0436*y1 + 0,02522*y2 + 0,02302*y3 + 0,0195*y4 \\x3 &= -0,1776 + 0,01639*y1 - 0,00243*y2 + 0,00181*y3 - 0,00718*y4\end{aligned}$$

### 3.6 Overzicht heidevergrassing

#### 3.6.1 Nederland

In totaal zijn 276 431 pixels geanalyseerd, wat overeenkomt met een grondoppervlak van 17 277 ha. Het totale heideareaal in Nederland wordt geschat op 42 000 ha (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer 1988). Dat uiteindelijk minder dan de helft van deze oppervlakte in deze inventarisatie is beschouwd, heeft de volgende oorzaken:

1. In deze studie zijn de duinheiden (2000 ha) en de natte heiden (1000 ha) buiten beschouwing gelaten.
2. Ongeveer 8000 ha is voor 20 tot 60% met bomen bedekt. Dat betekent dat ongeveer 3200 ha niet voor kartering met satellietbeelden in aanmerking komt.
3. Van de heideterreinen aan de oostrand van Nederland waren geen Landsat TM-beelden beschikbaar van 16 juni of 3 augustus 1986. Het gebruik van beelden van meer dan twee tijdstippen zou een te grote hoeveelheid veldwerk met zich mee hebben gebracht. Het niet door de beelden gedekte oppervlakte wordt geschat op 1000 ha.
4. Van het totaal van 42 000 ha wordt 6% ingenomen door terreinen van 10 ha of minder. Deze kleine terreinen zijn meestal buiten beschouwing

gelaten (2500 ha).

5. Alleen die pixels die werkelijk al of niet vergraste heide bevatten, zijn geanalyseerd. Bij de vaststelling van het heideareaal worden daarentegen meestal de afmetingen van een natuurterrein gehanteerd. Hierin bevinden zich talloze grondbedekkingen die niet tot (vergraste) heide gerekend kunnen worden: vennen, bomen (bosjes of losse bomen), kale bodem (afgeplagd, gemaaid, gebrand, verstoven, etc), wegen en paden.
6. Wanneer de vegetatie spectraal te sterk afwijkt van de trainingssets, wordt er geen uitspraak gedaan over de samenstelling van het pixel (zie 2.4.2).

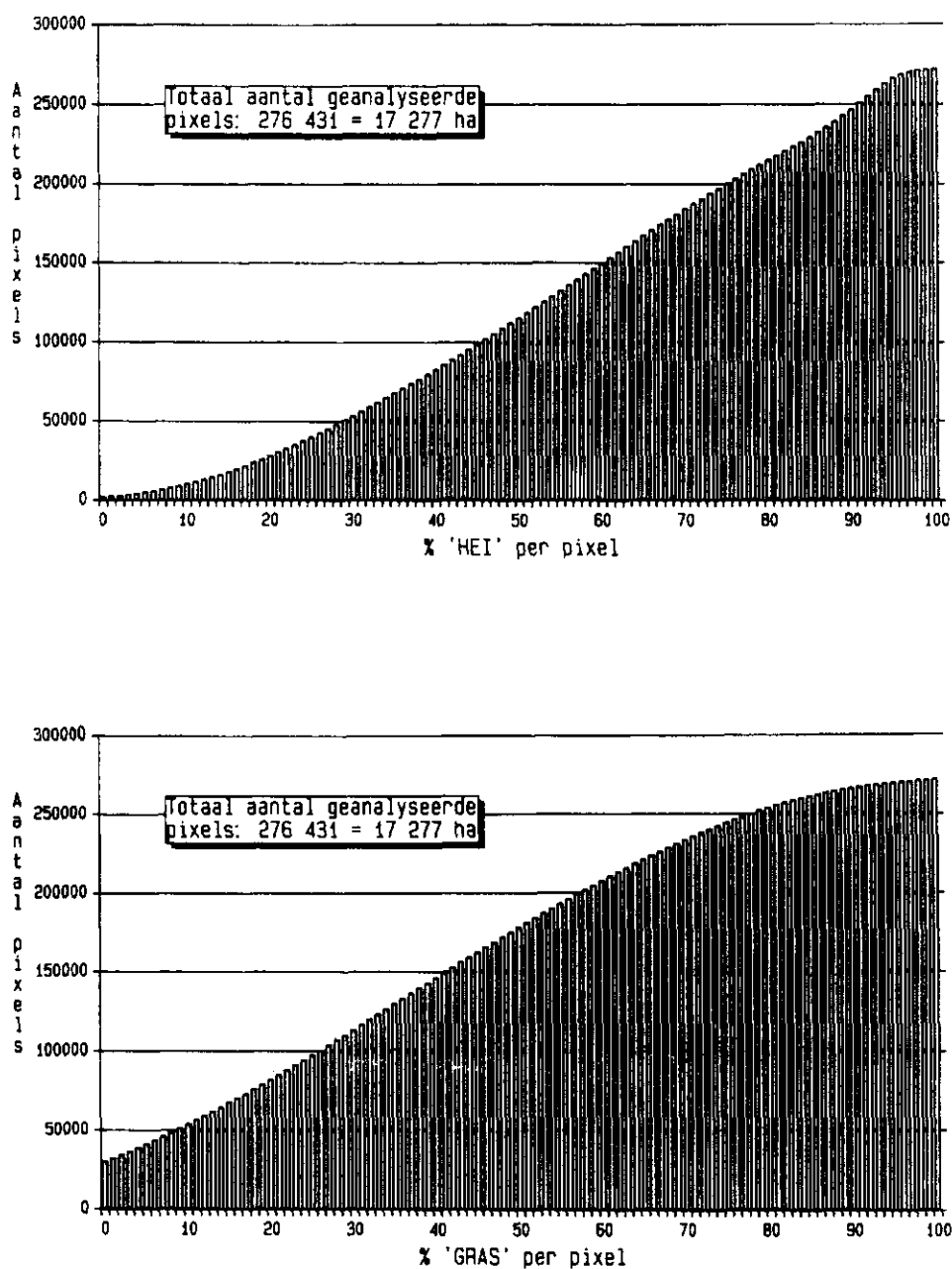
Als de onder 1-4 genoemde oppervlakten op het totaal in mindering worden gebracht, blijkt dat over 53% van het voor analyse in aanmerking komende heideareaal in deze studie een uitspraak is gedaan. Een groot deel van het resterende oppervlak is afgefallen om de onder punt 5 genoemde reden, een veel kleiner deel om de onder punt 6 genoemde reden.

Figuur 13 geeft de cumulatieve verdeling van de percentages 'heide' en 'gras' die in de geanalyseerde pixels werden berekend. Door de maskering (zie 2.4.2) zijn pixels die voor een aanzienlijk gedeelte uit kale bodem bestaan, reeds verwijderd uit de beelden. Hierdoor blijft het bedekkings-type 'kale bodem' doorgaans beneden de 20% van het totaal.

Van alle onderzochte pixels bevatte 42% een percentage 'gras' van 0-30% (niet vergraste heide). Het blijkt verder dat 24% van de pixels een percentage 'gras' bevat van 31-50% (matig vergraste heide). Voor 34% van de onderzochte pixels geldt dat zij meer dan 50% 'gras' bevatten, en dus vergrast zijn. Hiervan bevat 14% meer dan 70% 'gras' per pixel (sterk vergrast). Opvallend is dat slechts 11% procent van de pixels helemaal geen 'gras' bevat. In tabel 12 zijn deze cijfers en die van de extra klassen samengevat.

Als de fracties van alle pixels worden gesommeerd, is het totale oppervlak 'heide' 56% van het geanalyseerde oppervlak, tegen 39% 'gras'. De rest, 5%, is 'kale bodem'.

De volledige dataset bestaat uit 276 431 pixels en staat op tape. Van ieder pixel zijn de coördinaten volgens het systeem van de Rijksdriehoeksmeting en de geschatte bedekkingspercentages 'heide', 'gras' en 'kale bodem' gegeven. Door de STIBOKA wordt het bodemtype van elk pixel toegevoegd. Tevens wordt door de STIBOKA per COROP-gebied een frequentie-



Figuur 13. Cumulatieve verdeling percentages 'heide' en 'gras' per pixel voor heel Nederland.

verdeling gemaakt van de vegetatietypen per bodemtype. Samen met frequentieverdelingen van bostypen per bodemtype worden deze gegevens ter beschikking gesteld voor gebruik in het DAS-model.

Tabel 12. Percentages van het totaal aantal geanalyseerde pixels per vergrassingsklasse voor Nederland.

Hoofdklassen

|                                                |                |
|------------------------------------------------|----------------|
| Niet-vergraste heide (0- 30% 'gras' per pixel) | : 42%          |
| Matig vergrast (31- 50% 'gras' per pixel)      | : 24%          |
| Vergrast (51- 70% 'gras' per pixel)            | : 20%          |
| Sterk vergrast (71-100% 'gras' per pixel)      | : <u>14%</u> + |
|                                                | 100%           |

Extra klassen

|                                           |              |
|-------------------------------------------|--------------|
| Gezonde heide (70-100% 'heide' per pixel) | : 32%        |
| <u>Geen gras ( 0% 'gras' per pixel)</u>   | : <u>11%</u> |

3.6.2 Per provincie

Tabel 13 geeft een overzicht van de aandelen van deze vergrassingsklassen in de onderzochte terreinen. De gegevens voor de hoofdklassen zijn verwerkt in figuur 14.

Tabel 13. Percentages van het totaal aantal geanalyseerde pixels per vergrassingsklasse per provincie.

Hoofdklassen                      Frie Dren Over Geld Utre Nhol Brab Limb

|                      |      |    |    |    |    |    |    |    |
|----------------------|------|----|----|----|----|----|----|----|
| Niet-vergraste heide | : 22 | 24 | 49 | 51 | 30 | 37 | 37 | 32 |
| Matig vergrast       | : 26 | 24 | 27 | 22 | 28 | 29 | 27 | 29 |
| Vergrast             | : 27 | 27 | 18 | 17 | 26 | 22 | 23 | 25 |
| Sterk vergrast       | : 24 | 25 | 6  | 10 | 16 | 12 | 14 | 14 |

Extra klassen

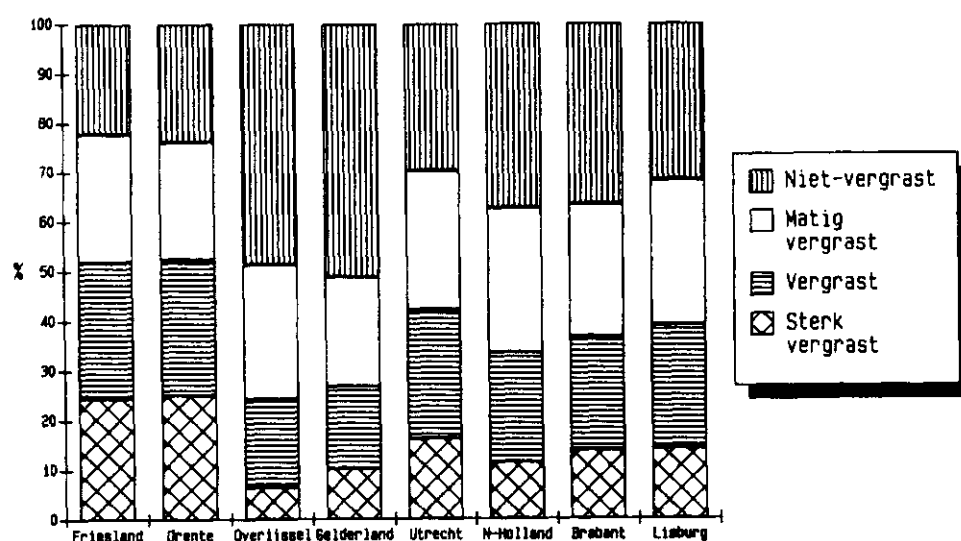
|               |      |    |    |    |    |    |    |    |
|---------------|------|----|----|----|----|----|----|----|
| Gezonde heide | : 16 | 16 | 32 | 41 | 21 | 30 | 28 | 21 |
| Geen gras     | : 2  | 3  | 8  | 17 | 4  | 4  | 8  | 6  |

Oppervlakten (als percentages van het totale oppervlak)

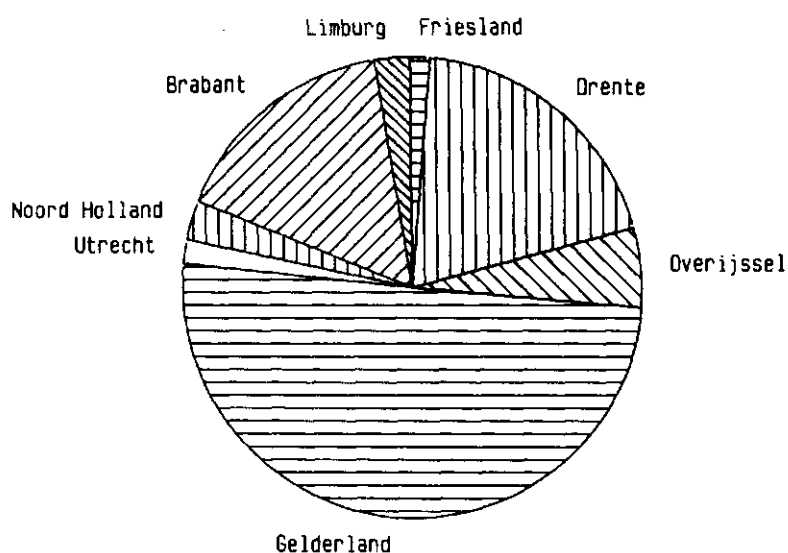
|                     |             |             |            |             |            |            |             |            |
|---------------------|-------------|-------------|------------|-------------|------------|------------|-------------|------------|
| % oppervlak 'heide' | : 45        | 44          | 59         | 61          | 51         | 57         | 55          | 51         |
| % oppervlak 'gras'  | : 51        | 51          | 34         | 33          | 45         | 40         | 41          | 44         |
| % opp. 'kale bodem' | : 4         | 5           | 8          | 6           | 4          | 2          | 4           | 5          |
|                     |             |             |            |             |            |            |             | +          |
| <u>Totaal (ha)</u>  | <u>:269</u> | <u>3339</u> | <u>970</u> | <u>8690</u> | <u>297</u> | <u>475</u> | <u>2837</u> | <u>400</u> |

De bedekkingspercentages 'gezonde heide' en 'gras' lopen per provincie sterk uiteen (resp. 16-41 en 24-52). Opmerkelijk is voornamelijk dat de geschatte vergrassingspercentages van de heide het hoogst zijn in de provincies Friesland en Drenthe, waar relatief lage gemiddelde depositiesnelheden gemeten worden voor stikstof, zwaveldioxide en zuren.

Figuur 15 geeft per provincie de verdeling van de totale oppervlakten die door de eenheden 'heide', 'gras' en 'kale bodem' worden ingenomen.



Figuur 14. Overzicht heidevergrassing per provincie.



Figuur 15. Oppervlakte geanalyseerde heide per provincie.

## 4 DISCUSSIE

### 4.1 Foutenbronnen

In het kort worden hier enkele foutenbronnen genoemd. Voor een uitgebreide discussie wordt verwezen naar Van Kootwijk & Van der Voet (1989).

1. Tussen opname van het satellietbeeld en opname van veldgegevens ligt een jaar, met daarin een strenge winter. Tussen beide tijdstippen is de vegetatiesamenstelling enigszins veranderd.
2. De veldopnamemethode is een steekproef die een schatting geeft van de werkelijke oppervlakteverdeling van de bedekkingstypen. Er is nog niet onderzocht hoe goed deze schatting is.
3. Het is niet duidelijk of cubische convolutie voor het geometrisch corrigeren van de beelden in dit geval een geschikte methode is geweest. Weliswaar levert deze bewerking op het oog een zeer goed beeld op, maar de radiometrische zuiverheid wordt aangetast. Bij de gebruikte implementatie treedt bovendien een 'doorschieteffect' op van de interpolatiefunctie waardoor het contrast plaatselijk verhoogd wordt. (Schowengerdt 1983). Wanneer de numerieke waarde van de pixels een grote rol speelt, zoals in dit onderzoek, is een algoritme dat de oorspronkelijke waarden intact laat, zoals 'nearest-neighbour' herbemonstering wellicht te prefereren. Er is ook een verbeterde versie van de 'cubic interpolator' beschreven die het genoemde doorschieteffect niet vertoont (Keys 1981, Park & Schowengerdt 1983).
4. De in dit onderzoek gebruikte trainingssets zijn niet op een aselechte manier of via een andere statistisch verantwoorde steekproeftechniek verkregen. Om statistisch gefundeerde uitspraken te doen over de betrouwbaarheid van de resultaten zou het nodig zijn:
  1. tot een definitie te komen van de populatie van alle Nederlandse heideterreinen;
  2. via een geschikte steekproeftechniek hieruit een trainingsset te selecteren (b.v. aselechte steekproef, gestratificeerde steekproef, clustersteekproef).

## LITERATUUR

- Aalst, R.M. van & H.S.M.A. Diederer 1983. Stikstofoxiden in de Nederlandse buitenlucht. Verzuring. Publicatiereeks Lucht 17, VROM, Leidschendam.
- Aalst, R.M. van 1984. Verzuring door atmosferische depositie. Atmosferische processen en depositie. Publicatiereeks milieubeheer 84, VROM, Leidschendam.
- Berdowski, J.J.M. 1987. The catastrophic death of *Calluna vulgaris* in dutch heathlands. Thesis, University of Utrecht.
- Colwell, Robert N. (ed.) 1983. Manual of Remote Sensing, vol 1. American Society of Photogrammetry, Virginia.
- Diemont, W.H. & F.G. Blankenburg & H. Kampf 1982. Blij op de hei? Innovaties in het heidebeheer. Werkgroep Verwerking en Afzet van Heideplaggen. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Gates, C.E. 1979. Line transect and related issues. In: Sampling Biological Populations. R.M. Cormack & G.P. Patil & D.S. Robson (eds.). International Co-operative Publishing House, Fairland, Maryland, USA.
- Heil, G.W. & W.H. Diemont 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. *Vegetatio*, 53, 113-120.
- Heil, G.W. 1984. Nutrients and the species composition of heathland. Thesis, University of Utrecht.
- Keys, R.G., 1981. Cubic Convolution Interpolation for Digital Image Processing. *IEEE Trans. on Acoustics, Speech, and Signal Processing*, vol. 29, no. 6, 1981, pp. 1153-1160
- Kootwijk, E.J. van 1985. Needse Achterveld, Multispectrale Scanning ten behoeve van vegetatiekartering. Deelrapport 8, Remote Sensing Studieproject Oost-Gelderland. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Kootwijk, E.J. van & H. v.d. Voet 1989. De Kartering van heidevergrassing in Nederland met behulp van Landsat Thematic Mapper satellietbeelden. RIN-rapport 89/2, in prep.
- Lynn, D.W. 1984. Surface material mapping in the English Fenlands using airborne multispectral scanner data. *Int. J. remote sensing*, 5, 699.
- Markham, Brian L. & John L. Barker 1986. Landsat MSS and TM

- literatuurstudie. 31 p. f 5,60
- 87/25 M.Post, Toelichting op de vegetatiekaart (1981) van het nationale park de Hoge Veluwe. 49 p. f 7,50
- 87/26 H.A.T.M.van Wezel, Heidefauna in het nationale park de Hoge Veluwe. 54 p. f 8,-
- 87/28 G.M.Dirkse, De natuur van het Nederlandse bos. 217 p. f 27,50
- 87/29 H.Siepel et al., Beheer van graslanden in relatie tot de ongewervelde fauna: ontwikkeling van een monitorsysteem. 127 p. f 17,95
- 88/30 P.F.M.Verdonshot & R.Torenbeek, Lettercodering van de Nederlandse aquatische macrofauna voor mathematische verwerking. 75 p. f 10,-
- 88/31 P.F.M.Verdonshot, G.Schmidt, P.H.J.van Leeuwen & J.A.Schot, Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijkvenen. 109 p. f 15,50
- 88/33 H.Eijsackers, C.F.van de Bund, P.Doelman & Wei-chun Ma, Fluctuerende aantallen en activiteiten van bodemorganismen. 85 p. f 13,-
- 88/34 Toke de Wit, De effecten van ozon op natuurlijke ecosystemen; een literatuuronderzoek. 27 p. f 5,20
- 88/35 A.J.de Bakker & H.F.van Dobben, Effecten van ammoniakemissie op epifytische korstmossen; een correlatief onderzoek in de Peel. 48 p. f 7,50
- 88/36 B.v.Dessel, Ecologische inventarisatie van het IJsselmeer. 82 p. f 12,75
- 88/37 A.Schotman, Tussen bos en houtwal; broedvogels in een Twents cultuurlandschap. 87 p. f 13,25
- 88/38 P.Opdam & H.van den Bijtel, Vogelgemeenschappen van het landgoed Noordhout. 66 p. f 10,-
- 88/39 P.Doelman, H.Loonen & A.Vos, Ecotoxicologisch onderzoek in met Endosulfan verontreinigde grond: toxiciteit en sanering. 34 p. f 6,-
- 88/40 G.P.Gonggrijp, Voorstel voor de afwerking van de groeve Belvedere als archeologisch-geologisch element. 13 p. f 3,-
- 88/41 J.L.Mulder (red.), De vos in het Noordhollands Duinreservaat. Deel 1: Organisatie en samenvatting. 32 p.
- 88/42 J.L.Mulder, idem. Deel 2: Het voedsel van de vos. 78 p.
- 88/43 J.L.Mulder, idem. Deel 3: De vossenpopulatie. 129 p.
- 88/44 J.L.Mulder, idem. Deel 4: De fazantenpopulatie. 59 p.
- 88/45 J.L.Mulder & A.H.Swaan, idem. Deel 5: De wulpenpopulatie. 76 p.
- De rapporten 41-45 worden niet los verkocht maar als serie van vijf voor f 25.
- 88/46 J.E.Winkelman, Methodologische aspecten vogelonderzoek SEP-proefwindcentrale Oosterbierum (Fr.). Deel 1. 145 p. f 20,-
- 88/47 T.A.Renssen, De herintroductie van de raaf (*Corax corax*) in Nederland: een overzicht. 30 p. f 5,50
- 88/48 J.J.Smit, Het Eemland en de polder Arkemheen rond het begin van de twintigste eeuw. 64 p. f 9,-
- 88/49 G.W.Gerritsen, M.den Boer & F.J.J.Niewold, Voedseleecologie van de vos in Nederland. 96 p. f 14,25
- 88/50 G.P.Gonggrijp, Permanente geologische ontsluitingen in de taluds van Rijksweg A 1 bij Oldenzaal. 18 p. f 3,50
- 88/51 P.Spaak, Een modelmatige benadering van de effecten van graslandbeheer op het populatieverloop van weidevogels. 42 p. f 7,50
- 88/52 H.Sierdsema, Broedvogels en landschapsstructuur in een houtwallandschap bij Steenwijk. 112 p. f 16,-
- 88/53 L.W.G.Higler & F.F.Repko, Analyse van de macrofauna van de Hierdense Beek. 97 p. f 14,25
- 88/54 H.W.de Nie & A.E.Jansen, De achteruitgang van de oevervegetatie van het Tjeukemeer tussen Oosterzee (Buren) en Echten. 18 p. f 4,50
- 88/55 R.Torenbeek, Hydrobiologie en waterhuishouding: een beleidsvoorbereidende studie. 148 p. f 20,50

## LITERATUUR

- Aalst, R.M. van & H.S.M.A. Diederer 1983. Stikstofoxiden in de Nederlandse buitenlucht. Verzuring. Publicatiereeks Lucht 17, VROM, Leidschendam.
- Aalst, R.M. van 1984. Verzuring door atmosferische depositie. Atmosferische processen en depositie. Publicatiereeks milieubeheer 84, VROM, Leidschendam.
- Berdowski, J.J.M. 1987. The catastrophic death of *Calluna vulgaris* in dutch heathlands. Thesis, University of Utrecht.
- Colwell, Robert N. (ed.) 1983. Manual of Remote Sensing, vol 1. American Society of Photogrammetry, Virginia.
- Diemont, W.H. & F.G. Blankenburg & H. Kampf 1982. Blij op de hei? Innovaties in het heidebeheer. Werkgroep Verwerking en Afzet van Heideplaggen. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Gates, C.E. 1979. Line transect and related issues. In: Sampling Biological Populations. R.M. Cormack & G.P. Patil & D.S. Robson (eds.). International Co-operative Publishing House, Fairland, Maryland, USA.
- Heil, G.W. & W.H. Diemont 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. *Vegetatio*, 53, 113-120.
- Heil, G.W. 1984. Nutrients and the species composition of heathland. Thesis, University of Utrecht.
- Keys, R.G., 1981. Cubic Convolution Interpolation for Digital Image Processing. *IEEE Trans. on Acoustics, Speech, and Signal Processing*, vol. 29, no. 6, 1981, pp. 1153-1160
- Kootwijk, E.J. van 1985. Needse Achterveld, Multispectrale Scanning ten behoeve van vegetatiekartering. Deelrapport 8, Remote Sensing Studieproject Oost-Gelderland. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Kootwijk, E.J. van & H. v.d. Voet 1989. De Kartering van heidevergrassing in Nederland met behulp van Landsat Thematic Mapper satellietbeelden. RIN-rapport 89/2, in prep.
- Lynn, D.W. 1984. Surface material mapping in the English Fenlands using airborne multispectral scanner data. *Int. J. remote sensing*, 5, 699.
- Markham, Brian L. & John L. Barker 1986. Landsat MSS and TM

- Post-Calibration Dynamic Ranges, Exoatmospheric Reflectances and At-Satellite Temperatures. Landsat Technical Notes, august 1986 EOSAT.
- Marrs, R.H. 1986. The role of catastrophic death of *Calluna* in heathland dynamics. *Vegetatio*, 66, 109-115.
- Marsh, S.E. & P. Switzer & W.S. Kowalik & R.J.P Lyon 1980. Resolving the percentage of component terrains within single resolution elements. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 46, 1079-1086.
- Park, S.K. & R.A. Schowengerdt 1983. Image Reconstruction by Parametric Cubic Convolution. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, vol. 20, no. 3, september 1983.
- Schowengerdt, R.A. 1983. Techniques for Image Processing and Classification in Remote Sensing. Academic Press, New York.
- Slater, P.N. 1980. Remote Sensing - Optics and Optical Systems. Addison-Wesley, New York.
- Staatsbosbeheer - Natuurgebieden en bossen van Nederland 1981. Kaart 1:250 000. Samengesteld door het Staatsbosbeheer onder auspiciën van het Ministerie van Cultuur, Recreatie en Maatschappelijk Werk.
- Topografische Dienst Nederland 1987. Grote Topografische Atlas van Nederland 1:50 000. Wolters-Noordhoff bv, Groningen.
- Wallach, D. & B. Goffinet 1987. Mean squared error of prediction for studying ecological and agronomic systems, *Biometrics* 43 (1987) 561-573.
- Wardley, N.W. & E.J. Milton & C.T. Hill 1987. Remote sensing of structurally complex semi-natural vegetation - an example from heathland. *Int. J. Remote Sensing*, 1987, vol. 8, no. 1, 31-42
- Weaver, R.E. 1987. Spectral separation of moorland vegetation in airborne Thematic Mapper data. *Int. J. Remote Sensing*, 1987, vol. 8, no. 1, pp. 43-55.
- Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer 1988. De heide heeft toekomst! Advies voor het toekomstig natuur- en landschapsbeleid voor de heide. Ministerie voor Landbouw en Visserij.

## SAMENVATTING

Ten behoeve van instelling en validatie van modellen m.b.t. de invloed van luchtverontreiniging op natuurlijke vegetaties was op korte termijn een inventarisatie nodig van de vergrassingstoestand van de Nederlandse heide. Hiervoor is gebruik gemaakt van Landsat TM satellietbeelden. Omdat het grootste deel der heidepixels meer dan één grondbedekkingstype bevat, is een methode ontwikkeld om de samenstelling van dergelijke pixels, 'mixels', te kunnen schatten. Hiervoor is gebruik gemaakt van multivariate regressietechnieken, waarbij een regressiemodel berekend wordt op basis van een trainingsset van pixels met bekende, in het veld gemeten, samenstelling.

Het blijkt mogelijk te zijn op grond van remote sensing gegevens de bodembedekking van heideterreinen te differentiëren naar heide, gras en kale grond, waarbij voor de bedekkingspercentages per pixel van de eerste twee categorieën met een voorspellingsfout van 10-15% rekening gehouden moet worden. Deze conclusie is vooralsnog gebaseerd op resultaten van drie trainingssets die niet op aselechte wijze uit de populatie van relevante pixels zijn verkregen.

Een cruciaal punt om de regressietechnieken en hun toepassing te kunnen beoordelen is de lokalisatie van de veldgegevens ten opzichte van de beeldgegevens. Optimalisatie van de lokalisatie is mogelijk gebleken met behulp van wederom regressietechnieken. Om beeld- en veldgegevens beter met elkaar te kunnen associëren is een nieuwe methode ontwikkeld.

Voor ruim 17 000 ha netto heideterrein is een voorspelling gedaan met betrekking tot de bedekkingspercentages van de typen 'heide' en 'gras'. Dit zijn samenstellingen van zgn. basisbedekkingstypen die dominant voor kunnen komen. De voorspellingen zijn gedaan per oppervlakte van 25x25 m, overeenkomend met de pixelafmetingen van de gebruikte beelden. Deze voorspelling luidt dat van alle geanalyseerde pixels

- 42% niet vergraste heide bevat (minder dan 30% 'gras' per pixel);
- 24% een matig vergraste heide bevat (31-50% 'gras' per pixel) die het risico loopt binnen drie tot vijf jaar geheel te vergrassen;
- 20% vergraste heide bevat (51-70% 'gras' per pixel);
- 14% sterk vergraste heide bevat (70-100% 'gras' per pixel).

Van alle pixels bevat volgens de voorspelling 32% 'gezonde heide' (meer dan 70% 'heide' per pixel). Slechts 11% van de pixels bevat helemaal geen 'gras'. In totaal wordt van het geanalyseerde oppervlak

- 56% door het type 'heide' ingenomen,
- 39% door het type 'gras' ingenomen en
- 5% door het type 'kale bodem'.

## SUMMARY

An inventory of the area occupied by heathland that had changed into grassland was needed at short notice for adjusting and validating models regarding the effect of air pollution on natural vegetation. For this purpose Landsat Thematic Mapper satellite images were used. Because most heather pixels are in fact mixels, consisting of several cover types, a multivariate regression technique was developed for estimating the mixel composition. Coverage of several species was measured in the field to create a set of training pixels with known cover composition, serving as a basis for a regression model.

Using remote sensing it showed possible to differentiate among the cover types heather, grass and bare soil in heathland. On the basis of three training sets selected non-randomly from the population of heathland pixels, an accuracy of 10-15% in the estimates of heather and grass cover seemed possible.

The registration of field data with image data appeared to be of major importance for judging different regression techniques and their results. The registration of field and image data could be optimized using regression techniques as well.

It is estimated that, of the pixels analyzed:

- 42% contains less than 30% grass per pixel;
- 24% contains 31 to 50% grass per pixel; this vegetation runs the risk of turning into grassland within 3 to 5 years;
- 34% contains heathland that had changed into grassland, of which 20% contains 51 to 70% grass per pixel and 14% contains 71 to 100% grass per pixel.

According to the estimates, of all pixels 32% contains healthy heather (more than 70% heather per pixel), and only 11% contains no 'gras' at all. Of the total area under study:

- 56% is occupied by 'heide';
- 39% is occupied by 'gras';
- 5% is occupied by 'kale grond'.

De volgende RIN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op giro 516 06 48 van het RIN te Leersum onder vermelding van het rapportnummer. Uw giro-overschrijving geldt als bestelformulier; toezending geschiedt franco. Gebruik **geen verzamelgiro** omdat het adres van de besteller niet op onze giro-bijbeschrijving wordt vermeld zodat het bestelde niet kan worden toegezonden.

- 86/7 M.Nooren, Inventarisatie van de houtwallen in het nationale park de Hoge Veluwe. 49 p. f 8,-
- 86/8 M.Nooren, Over het verleden van de Hoge Veluwe. 89 p. f 13,50
- 86/9 K.Stoker, De verspreiding van de rode bosmieren op de Hoge Veluwe. 110 p. f 15,60
- 86/19 B.van Noorden, Dynamiek en dichtheid van bosvogels en geïsoleerde loofbosfragmenten. 58 p. f 8,50
- 86/21 G.P.Gonggrijp (red.), Gea-objecten van Limburg. 287 p. f 34,-
- 87/1 W.O.van der Knaap & H.F.van Dobben, Veranderingen in de epifytenflora van Rijnmond sinds 1972. 36 p. f 6,-
- 87/2 A.van Winden et al., Ruimtelijke relaties via vogels in het Strijper-Aa-gebied gedurende broedtijd en zomer. 97 p. f 14,50
- 87/3 F.J.J.Niewold, De korhoenders van onze heideterreinen: verleden, heden en toekomst. 32 p. f 5,-
- 87/4 H.Koop, Het RIN-boscologisch informatiesysteem; achtergronden en methoden. 47 p. f 7,50
- 87/5 K.Kersting, Zuurstofhuishouding van twee poldersloten in de polder Demmerik. 63 p. f 11,-
- 87/6 G.F.Willemsen, Bijzondere plantesoorten in het nationale park de Hoge Veluwe; voorkomen en veranderingen. 92 p. f 13,50
- 87/7 M.J.Nooren, Het verleden van de houtwallen in het nationale park de Hoge Veluwe. 23 p. f 5,-
- 87/8 G.Groot Bruinderink, D.Kloeg & J.Wolkers, Het beheer van de wilde zwijnen in het Meinweggebied (Limburg). 96 p. f 14,50
- 87/9 K.S.Dijkema, Selection of salt-marsh sites for the European network of biogenetic reserves. 30 p. f 5,50
- 87/11 G.J.Baaijens, Effecten van ontwateringswerken in de ruilverkaveling Ruinerwold-Koekange. 64 p. f 9,-
- 87/13 J.Weinreich & J.Oude Voshaar, Populatieontwikkeling van overwinterende vleermuizen in de mergelgroeven van Zuid-Limburg (1943-1987). 62 p. f 8,-
- 87/14 N.Dankers, K.S.Dijkema, G.Londo & P.A.Slim, De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland. 90 p. f 13,50
- 87/15 F.Fahner & J.Wiertz, Handleiding bij het WAFLO-model. 99 p. f 14,50
- 87/16 J.Wiertz, Modelvorming bij de projecten van WAFLO en SWNBL. 34 p. f 6,-
- 87/17 W.H.Diemont & J.T.de Smidt (eds.), Heathland management in The Netherlands. 110 p. f 15,50
- 87/18 Effecten van de kokkelvisserij in de Waddenzee. 23 p. f 3,75
- 87/19 H.van Dam, Monitoring of chemistry, macrophytes, and diatoms in acidifying moorland pools. 113 p. f 16,-
- 87/20 R.Torenbeek, P.F.M.Verdonshot & L.W.G.Higler, Biologische gevolgen van vergroting van waterinlaat in de provincie Drenthe. 178 p. f 23,-
- 87/21 J.E.Winkelman & L.M.J.van den Bergh, Voorkomen van eenden, ganzen en zwanen nabij Urk (NOP) in januari-april 1987. 52 p. f 7,50
- 87/22 B.van Dessel, Te verwachten ecologische effecten van pekellozing in het Eems-Dollardgebied. 71 p. f 10,-
- 87/23 W.D.Denneman & R.Torenbeek, Nitraatmissie en Nederlandse ecosystemen: een globale risico-analyse. 164 p. f 21,-
- 87/24 M.Buil, Begrazing van heidevegetaties door edelhert en moeflon; een

- literatuurstudie. 31 p. f 5,60
- 87/25 M.Post, Toelichting op de vegetatiekaart (1981) van het nationale park de Hoge Veluwe. 49 p. f 7,50
- 87/26 H.A.T.M.van Wezel, Heidefauna in het nationale park de Hoge Veluwe. 54 p. f 8,-
- 87/28 G.M.Dirkse, De natuur van het Nederlandse bos. 217 p. f 27,50
- 87/29 H.Siepel et al., Beheer van graslanden in relatie tot de ongewervelde fauna: ontwikkeling van een monitorsysteem. 127 p. f 17,95
- 88/30 P.F.M.Verdonschot & R.Torenbeek, Lettercodering van de Nederlandse aquatische macrofauna voor mathematische verwerking. 75 p. f 10,-
- 88/31 P.F.M.Verdonschot, G.Schmidt, P.H.J.van Leeuwen & J.A.Schot, Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijkvenen. 109 p. f 15,50
- 88/33 H.Eijsackers, C.F.van de Bund, P.Doelman & Wei-chun Ma, Fluctuerende aantallen en activiteiten van bodemorganismen. 85 p. f 13,-
- 88/34 Toke de Wit, De effecten van ozon op natuurlijke ecosystemen; een literatuuronderzoek. 27 p. f 5,20
- 88/35 A.J.de Bakker & H.F.van Dobben, Effecten van ammoniakemissie op epifytische korstmossen; een correlatief onderzoek in de Peel. 48 p. f 7,50
- 88/36 B.v.Dessel, Ecologische inventarisatie van het IJsselmeer. 82 p. f 12,75
- 88/37 A.Schotman, Tussen bos en houtwal; broedvogels in een Twents cultuurlandschap. 87 p. f 13,25
- 88/38 P.Opdam & H.van den Bijtel, Vogelgemeenschappen van het landgoed Noordhout. 66 p. f 10,-
- 88/39 P.Doelman, H.Loonen & A.Vos, Ecotoxicologisch onderzoek in met Endosulfan verontreinigde grond: toxiciteit en sanering. 34 p. f 6,-
- 88/40 G.P.Gonggrijp, Voorstel voor de afwerking van de groeve Belvedere als archeologisch-geologisch element. 13 p. f 3,-
- 88/41 J.L.Mulder (red.), De vos in het Noordhollands Duinreservaat. Deel 1: Organisatie en samenvatting. 32 p.
- 88/42 J.L.Mulder, idem. Deel 2: Het voedsel van de vos. 78 p.
- 88/43 J.L.Mulder, idem. Deel 3: De vossenpopulatie. 129 p.
- 88/44 J.L.Mulder, idem. Deel 4: De fazantenpopulatie. 59 p.
- 88/45 J.L.Mulder & A.H.Swaan, idem. Deel 5: De wulpenpopulatie. 76 p.
- De rapporten 41-45 worden niet los verkocht maar als serie van vijf voor f 25.
- 88/46 J.E.Winkelman, Methodologische aspecten vogelonderzoek SEP-proefwindcentrale Oosterbierum (Fr.). Deel 1. 145 p. f 20,-
- 88/47 T.A.Renssen, De herintroductie van de raaf (*Corax corax*) in Nederland: een overzicht. 30 p. f 5,50
- 88/48 J.J.Smit, Het Eemland en de polder Arkemheen rond het begin van de twintigste eeuw. 64 p. f 9,-
- 88/49 G.W.Gerritsen, M.den Boer & F.J.J.Niewold, Voedselecologie van de vos in Nederland. 96 p. f 14,25
- 88/50 G.P.Gonggrijp, Permanente geologische ontsluitingen in de taluds van Rijksweg A 1 bij Oldenzaal. 18 p. f 3,50
- 88/51 P.Spaak, Een modelmatige benadering van de effecten van graslandbeheer op het populatieverloop van weidevogels. 42 p. f 7,50
- 88/52 H.Sierdsema, Broedvogels en landschapsstructuur in een houtwallandschap bij Steenwijk. 112 p. f 16,-
- 88/53 L.W.G.Higler & F.F.Repko, Analyse van de macrofauna van de Hierdense Beek. 97 p. f 14,25
- 88/54 H.W.de Nie & A.E.Jansen, De achteruitgang van de oevervegetatie van het Tjeukemeer tussen Oosterzee (Buren) en Echten. 18 p. f 4,50
- 88/55 R.Torenbeek, Hydrobiologie en waterhuishouding: een beleidsvoorbereidende studie. 148 p. f 20,50

- 88/56 P.A.J.Frigge & C.M.van Kessel, Adder en zandhagedis op de Hoge Veluwe: biotopen en beheer. 16 p. f 3,50
- 88/57 A.J.de Bakker, Monitoring van epifytische korstmossen in Nederland in 1987. 35 p. f 6,-
- 88/59 F.J.J.Niewold & H.Nijland, De Sallandse Heuvelrug als reservaat voor het Westeuropese heidekorhoen. 102 p. f 14,50
- 88/62 K.Romeyn, Estuariene nematoden en organische verontreiniging in de Dollard. 23 p. f 5,-
- 88/63 S.E.van Wieren & J.J.Borgesius, Evaluatie van bosbegrazingsobjecten in Nederland. 133 p. f 19,-
- 88/64 G.P.Gonggrijp (red.), Gea-objecten van Gelderland. 342 p. f 40,-
- 88/66 K.S.Dijkema et al., Effecten van rijzendammen op opslibbing en omvang van de vegetatiezones in de Friese en Groninger landaanwinningswerken. Rapport in samenwerking met RWS Directie Groningen en RIJP Lelystad. 130 p. f 18,50
- 88/68 R.Noordhuis, Maatregelen ter voorkoming en beperking van schade door zilverbreeuwen. 48 p. f 7,50
- 89/3 F.Maaskamp, H.Siepel & W.K.R.E.van Wingerden, Een monitoring experiment met ongewervelde dieren in graslanden op zandgrond. 44 p. f 13,50
- 89/6 B.J.Ens, T.Piersma, W.J.Wolff & L.Zwarts 1989. Report of the Dutch-Mauritanian Project Banc d'Arguin 1985-1986. (tegelijk als WIWO-rapport 25 uitgegeven) f 35,-
- 89/7 R.Ketner-Oostra, Lichenen en mossen in de duinen van Terschelling. 157 p. f 20,50
- 89/13 K.Lankester, Effecten van habitatversnippering voor de das (Meles meles); een modelbenadering. 101 p. f 14,50



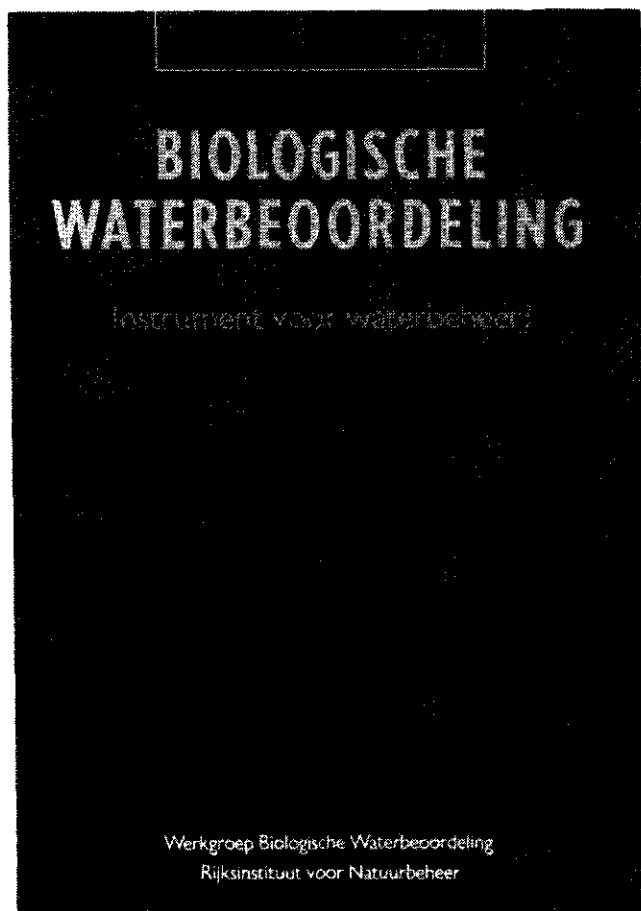
## Ecologie van kleine landschapselementen

Rijksinstituut voor Natuurbeheer

### Ecologie van kleine landschapselementen

Kleine landschapselementen vormen voor veel soorten planten en dieren van het cultuurlandschap biotoop en ecologische infrastructuur. In 1986 wijdde het RIN een studiedag aan dit thema. In het verslag hiervan werd een overzicht gegeven van de stand van het onderzoek en er is ruime aandacht besteed aan praktijkproblemen van de landinrichting.

88 pagina's, geïllustreerd  
prijs f 20,-  
bestelcode: KLE



### Biologische waterbeoordeling; instrument voor waterbeheer?

De Werkgroep Biologische Waterbeoordeling organiseerde in 1987 in samenwerking met het RIN een symposium waarvan de bijdragen gebundeld zijn in dit boek.

"De werkgroep heeft een rijk en plezierig geïllustreerd kader uitputtend op poten gezet. Laten we voortaan spreken van de blauwe gids en wie hem onverhoopt nog niet heeft: aanschaffen!"

Jaap Dorgelo in Hydrobiological Bulletin 22,2: 209.

184 pagina's  
prijs f 35,-  
bestelcode: BW

Beide boeken zijn te bestellen door overschrijving van het verschuldigde bedrag op giro 516 06 48 van het RIN te Leersum onder vermelding van de bestelcode. Uw giro-overschrijving geldt als bestelformulier; toezending geschiedt franco.