

**Erik Rombaut**

*licentiaat biologische wetenschappen,  
docent aan het NHBS (Antwerpen)  
en aan de middelbare normaalschool  
(Sint Niklaas)*

## Inleiding

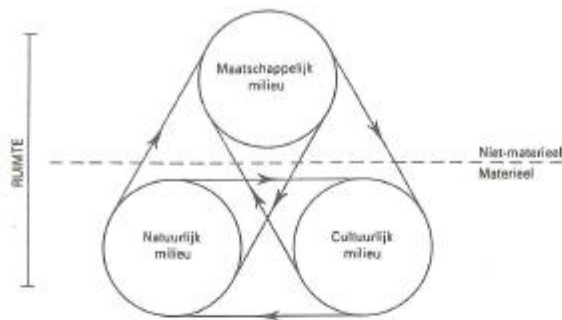
Binnen de biologie, meer specifiek de oecologie, is de belangstelling voor ruimtelijke vraagstukken en ruimtelijke planning ontstaan als gevolg van de toenemende druk van de samenleving op het natuurlijk milieu. Soorten en levensgemeenschappen verdwijnen thans sneller, dan zij wetenschappelijk kunnen worden beschreven (Myers, 1974).

Naast factoren als vergiftiging zijn al te dikwijls de gevolgen van de ruimtelijke wanorde de oorzaken van het verdwijnen van planten en dieren en hun milieu. Volledig natuurlijke landschappen zijn uit België (West-Europa) dan ook verdwenen. Wat rest zijn zeer kleine fragmenten nagenoeg natuurlijke landschappen (slikken, schorren ...); snel verdwijnende half-natuurlijke landschappen (heide, soortenrijke natte hooilanden...) en agri-culturele landschappen met natuurlijke elementen; toenemende agri-culturele en urbaan-industriële landschappen (De Blust, et al. 1965, zie ook Westhoff et al., 1970).

Uit het bovenstaande volgt dat strikt 'natuurlijk milieu', een term die in de ruimtelijke planning in gebruik is, bij ons niet meer bestaat. Bij uitbreiding echter definiëren we natuur (natuurlijk) alles wat zichzelf ordent en handhaaft, al of niet in aansluiting met menselijk handelen, maar *niet* volgens menselijke doelstellingen. We noemen cultuur (cultureel) dan alles wat door *bewuste* ordening (door de mens) is ontstaan (Schroevens, 1982).

Het kenobject van de ruimtelijke planning is volgens Vanreusel et al., 1982 de *ruimte*, aangeduid als het natuurlijk, cultureel en maatschappelijk milieu in hun onderlinge wisselwerking. Wanneer met betrekking tot het natuurlijk milieu de hierboven gegeven definitie wordt bedoeld, is deze definitie van ruimte voor een oecoloog goed hanteerbaar (figuur 1).

Het uitsterven van sommige planten- en diersoorten is een signaal dat oecologen vaak eerder kunnen interpreteren dan dat voor anderen duidelijk wordt: voordat het 'publiek' ruikt dat 'het stinkt' zijn al lang een aantal aan-schone-lucht-gebonden soorten verdwenen. Het gebruik van bio-indicatoren voor b.v. luchtverontreiniging — zoals sommige korstmossen soorten (zie Barkman,



1963 en ook De Wit, 1984) – is slechts één van de vele voorbeelden waarbij oecologen met behulp van aan- of afwezigheid van indicatoren, uitspraken kunnen doen over de kwaliteiten van de ruimte. En dat kan dus vaak vóórdat anderen er iets van merken. Oecologen kunnen dus helpen bij het zoeken naar (= plannen) en het tot stand brengen (= ordenen) van de best denkbare wederkerige aanpassing van ruimte en samenleving, en dit terwille van deze samenleving. Deze definitie van ruimtelijke ordening is voorgesteld door de commissie interdepartementale taakverdeling en coördinatie bestuursorganisatie bij de (Nederlandse) kabinetsformatie 1971 (de zogenaamde commissie Van Veen in Boezeman & Vos (1982) zie ook Anoniem, 1974: 19 en Steigenga (1964) in Vellekoop, 1973). Echter, uit mijn bijdrage over oecologie en ruimtelijke planning zal blijken, dat terwille van het behoud van het natuurlijk milieu, aan de activiteiten van de samenleving, randvoorwaarden dienen gesteld te worden. Meer nog, Abts (1985) stelt dat een goed ruimtelijk beleid de voorwaarde is tot het veiligstellen van voldoende ruimte (kwalitatief en kwantitatief) om het voortbestaan van levensgemeenschappen te garanderen.

De natuur en de oecologen hebben dus met ruimtelijke planning te maken, maar omgekeerd heeft ook de ruimtelijke planning met oecologie te maken.

In deze bijdrage worden eerst een aantal begrippen uit de oecosysteemtheorie scherp gesteld. Daarna worden de wetenschappelijke achtergronden voor het ontstaan (en het behoud) van diversiteit in natuur en landschap aangegeven. Tenslotte wordt een visie ontwikkeld over de optimale wisselwerking tussen samenleving en natuurlijk milieu, een visie ook op de verhouding tussen ruimtelijke planning en oecologie, gezien door een oecoloog.

## 1. Oecosysteemtheorie

rom 3

### 1.1. Oecologie

De oecologie is een synthetiserende wetenschappelijke discipline die in de natuurwetenschappen thuishoort. Zij wordt door biologen beoefend, die gebruik maken van gegevens uit talrijke en zeer diverse 'hulp'wetenschappen (Hublé, 1981).

Een thans algemeen gebruikte definitie omschrijft de oecologie als een wetenschap die:

1. relaties bestudeert tussen levende organismen onderling;
2. relaties bestudeert tussen levende organismen en hun niet-levende omgeving.

Sinds haar schepping door Haeckel in 1866 en haar groei uit de 'natuurlijke historie van dieren- en plantensoorten' heeft de oecologie dus een hele weg afgelegd. Hublé (1981) citeert in deze bundel over ruimtelijke planning de oorspronkelijke omschrijving van Haeckel (1866). De oecologie verschilt thans in belangrijke mate van andere wetenschappen door haar holistische (holisme of het geheel is meer dan de som der delen) kijk op de werkelijkheid (Nys, 1982).

In brede zin beschouwt men de oecologie wel als de wetenschap van de zelfordening (Schroevvers, 1982).

### 1.2. Oecosysteem

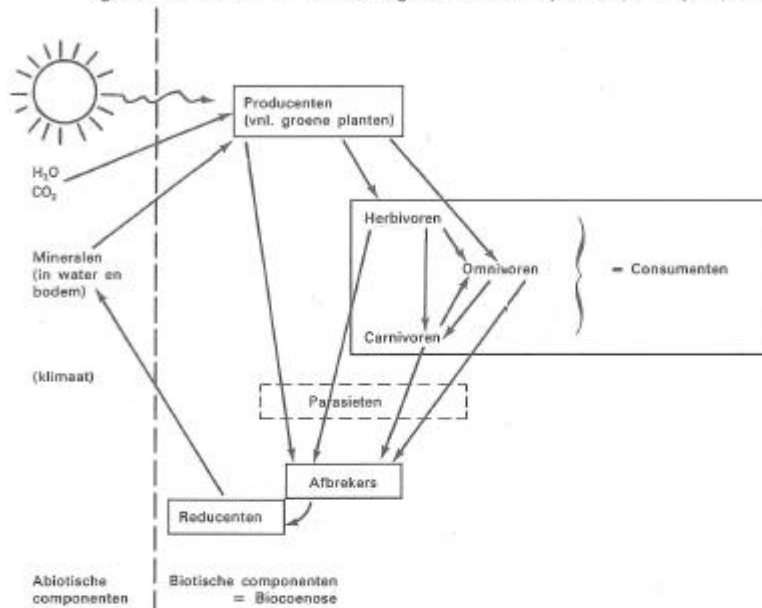
Een systeem is een verzameling elementen die dusdanige relaties tot elkaar bezitten, dat zij een samenhangend geheel vormen. De term *oecosysteem* is pas in 1935 door Tansley geïntroduceerd. 'But the more fundamental conception is, as it seems to me, the whole system (in the sense of physics), including not only the organism-complex, but also the whole complex of physical factors forming what we call the environment of the biome... These *ecosystems*, as we may call them, are of the most various kinds and sizes (Tansley, 1935: 299).

Het is gangbaar een oecosysteem te definiëren als een in de ruimte en de tijd functioneel stelsel van relaties tussen levende (biotische) en niet-levende (abiotische) componenten (Schroevvers, 1982). De algemeen theoretische systeemleer (systeemtheorie) is dan ook toepasbaar op oecosystemen, evenals relatiethoretische beschouwingen. Bij de systeemanalyse wordt vaak van modellen gebruik gemaakt. Dat zijn vereenvoudigde (wiskundige) weergaven van een systeem, waarmee uitspraken over dat systeem kunnen worden gedaan.

Tansley stipte al aan dat een oecosysteem-begrip van conceptuele

aard is; het moet steeds ten opzichte van de gebruikte schaal gedefinieerd worden. Voor *elk* oecosysteem geldt het relatiestelsel geschetst in figuur 2. Een heg, boomstronk, meer, bos, aardbol, waterlelieblad zijn dus *allemaal* oecosystemen.

Figuur 2: Schematische voorstelling van een cecosysteem (uit Kuyken, s.d.)



### 1.3. Materie- en energiestromen in oecosystemen

Het is duidelijk dat een oecosysteem een energetisch open systeem is: er wordt voortdurend energie (zon) toegevoegd (en er gaat voortdurend energie verloren naar andere oecosystemen).

Voor de stroming van materie kunnen oecosystemen open zijn maar ook (min of meer) gesloten of geïsoleerd.

*Binnen* ieder oecosysteem worden energievormen in elkaar omgezet; in figuur 2 wordt aangegeven welke deze omzettingen zijn. Steeds wordt zonne-energie omgezet in chemische energie (fotosynthese door groene cellen), steeds wordt chemische energie omgezet in biologisch bruikbare energie (ademhaling of respiratie) in alle levende cellen.

Het opstellen van energiebudgetten (voedselketens) is derhalve een mogelijke studiewijze van oecosystemen.

Figuur 3: Geschatte produktiviteit, produktie en biomassa van de voornaamste ecosystemen op aarde (bewerking naar R.H. Whittaker, Communities and ecosystems) (Uit Owen, 1977)

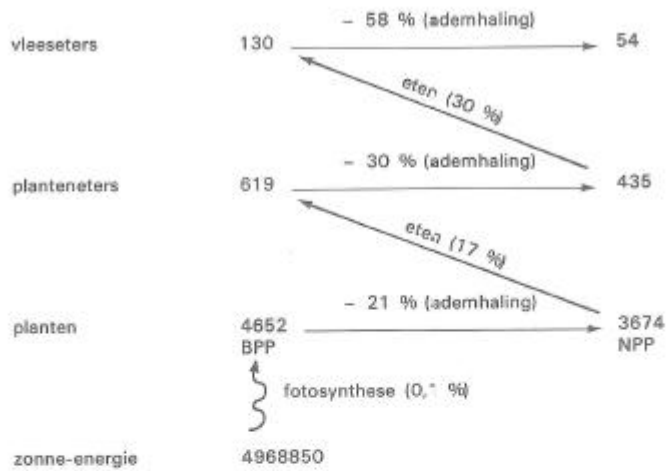
gebied (mln. km <sup>2</sup> )	gemiddelde netto prim. produktiviteit (droog gew. gram/m <sup>2</sup> /j.)	netto prim. wereldprod. (mrd. droog gewicht in ton/jaar)	gemidd. biomassa (droog gewicht kg/m <sup>2</sup> )	wereld biomassa (droog gewicht mrd. ton)
rivieren en meren	2	500	1.0	0.04
moeras en veen	2	2000	4.0	24
tropisch woud	20	2000	40.0	900
gematigd loofbos	18	1300	23.4	540
noordelijk pijnbos	12	800	9.6	240
bosjes en struikgewas	7	600	4.2	42
savanne	15	700	10.5	60
grasland	9	500	4.5	14
toendra en hooggebergte	8	140	1.1	5
woestijnsteppe	18	70	1.3	13
rotsen en woestijn	24	3	0.07	0.5
bouwland	14	650	9.1	14
<b>totaal land en zoetwater</b>	<b>149</b>	<b>730</b>	<b>109</b>	<b>1852</b>
open oceaan	332	125	41.5	1.0
kontinentaal plat	37	350	9.5	0.3
zeearmen	2	2000	4.0	2.0
<b>totaal oceaan</b>	<b>361</b>	<b>155</b>	<b>55</b>	<b>3.3</b>
<b>totaal aarde</b>	<b>510</b>	<b>320</b>	<b>164</b>	<b>1855</b>

Van de zonne-energie die het aardoppervlak bereikt wordt door de producenten gemiddeld slechts 0,1 % gebonden in plantaardig materiaal, dit is de bruto primaire produktie (BPP). Een groot deel van deze chemisch gebonden energie wordt door de planten echter verademd om in leven te blijven (tot 50 %). Wat overblijft is de netto primaire produktie (NPP). Per jaar betekent dit toch naar schatting 160 à 180 miljard ton drooggewicht aan plantaardig materiaal (2/3 op het land, 1/3 in zee). Dat is een energie-inhoud van  $3 \cdot 10^{21}$  Joule/jaar. In figuur 3 worden terzake meer details samengevat.

De consumenten van eerste orde (planteneters) eten een deel van deze NPP op. Aangezien ze zelf ook ademen komt slechts een deel van de opgenomen energie in hun eigen biomassa terecht. Hetzelfde geldt ook voor consumenten van hogere orde (vleeseters).

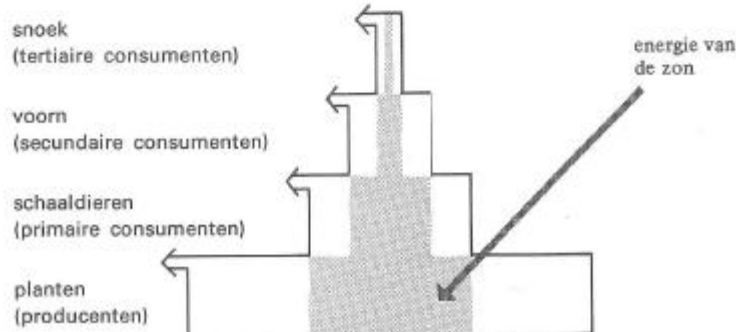
Lindeman (1942) was één der pioniers van dit soort onderzoek. Hij heeft een energiebudget opgemaakt voor een zoetwatermeer (Cedar Bog Lake, Minnesota, VS). In figuur 4 worden de resultaten samengevat.

*Figuur 4: Energiebudget van Cedar Bog Lake, Minnesota*  
cijfers in  $\text{kJ/m}^2/\text{jaar}$  (naar Lindeman, 1942)  
BPP = Bruto Primaire Productie  
NPP = Netto Primaire Productie



Uit het voorgaande blijkt dat de energiedoorstroming in een oecosysteem onvermijdelijk aanleiding geeft tot het ontstaan van een piramide met een basis van talrijke producenten (grote biomassa) en een top van weinig consumenten (geringe biomassa). De gekende voorstellingen onder vorm van voedselpiramide zijn hieruit afgeleid (figuur 5). Voedselwebben benaderen echter veel dichter de werkelijkheid. In het algemeen kan worden gesteld dat niet méér dan 10 % van de energie met een lager trofisch niveau door het bovenliggend niveau wordt vastgelegd.

*Figuur 5: Voedselpiramide (uit Owen, 1977)*



## 2. Milieutheorie

rom 7

In dit hoofdstuk bedoelen we met *milieu* het geheel van essentiële voorwaarden en invloeden die voor het leven van organismen van belang zijn (Schroevers, 1982).

We gaan in wat volgt na welke die essentiële milieufactoren zijn die bepalen of soorten ergens kunnen voorkomen, en we onderzoeken vooral hoe het komt dat de menselijke beïnvloeding steeds meer soorten – tot in het hart van onze natuurreservaten – het leven onmogelijk maakt. We gaan dus in op de wetenschappelijke achtergronden voor het ontstaan van diversiteit van natuur en landschap (en voor het behoud daarvan).

### 2.1. De tolerantiewet van Shelford (1911)

Oecologische factoren bepalen of een soort al dan niet op een bepaalde plek kan voorkomen én hoe groot de populatie er kan zijn.

Dergelijke factoren kunnen *abiotisch* zijn van aard (b.v. wind, zoutgehalte, water, bodemsoort ...).

Teveel overleeft de soort niet (b.v. te warm, te nat, te zandig ...) te weinig evenmin (b.v. te koud, te droog, te weinig zand).

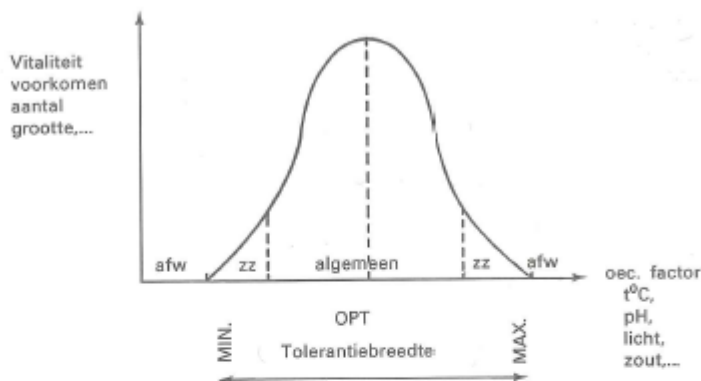
Organismen beïnvloeden echter ook elkaar: concurrentie, parasieten, opgegeten worden ... zijn belangrijke *biotische* oecologische factoren.

Samen met de abiotische factoren bepalen ze het *areaal* van een soort, dat is het geografisch gebied waarbinnen de soort wordt aangetroffen. Vaak beïnvloeden ze ook het *gedrag* van soorten.

In 1911 formuleerde Shelford (Dajoz, 1975) hierbij de tolerantiewet: *voor iedere soort wordt om het even welke oecologische factor limiterend aan zijn minimale én aan zijn maximale zijde.*

In figuur 6 wordt deze wet op vereenvoudigde wijze grafisch toegelicht.

**Figuur 6:** Schema met de tolerantiebreedte voor één soort in functie van één oecologische factor. (MIN. minimum OPT: optimum  
MAX. maximum afw: afwezig  
zz: zeldzaam alg: algemeen)



#### Opmerkingen

- Niet alle stadia van een levenscyclus hebben dezelfde tolerantie. In de regel is het zo dat jonge en oude individuen kwetsbaarder zijn.
- Het is duidelijk dat voor een oecoloog niet alleen de gemiddelden van belang zijn, maar vooral de extremen. Zo kan één strenge winter voor jaren de populatie van de ijsvogel of de reiger beïnvloeden (viseters!).
- Brede tolerantie duidt men aan met het voorvoegsel *eury*: eurytherm, euryhalien.... Enge tolerantie geeft men aan met het voorvoegsel *steno*: stenotherm, stenohalien.
- Tolerantiebreedten bepalen het areaal van de soort. Soorten met een groot areaal hebben een grote tolerantie voor minstens één oecologische factor. Het kan dat zij binnen dat groot areaal slechts in een klein aantal levensgemeenschappen voorkomen, als gevolg van een geringe tolerantie tegen bijvoorbeeld een andere oecologische factor.  
Soorten met brede tolerantie tegenover veel oecologische factoren hebben vrijwel steeds een groot areaal en komen er in veel verschillende levensgemeenschappen voor (cosmopolitische soorten of ubiquitousen).

In wat volgt zal kort de invloed van enkele oecologische factoren worden beschreven. Daarbij wordt voorlopig de invloed van de mens – bewust – niet aangegeven. Dat doen we verder in deze bijdrage.



## 2.2. Abiotische oecologische factoren

rom 9

### 2.2.1. Inleiding

De invloed van abiotische (= niet-levend) oecologische factoren varieert vaak *in de tijd* (b.v. klimatologische variatie, dag-nacht ritme). Dergelijke schommelingen zijn natuurlijk.

In het algemeen blijken soorten daartegen redelijk bestand en blijft de soortensamenstelling van levensgemeenschappen – afgezien van natuurlijke successie – ongeveer gelijk.

Het geleidelijk veranderen (toename of afname) van één of meer oecologische factoren *in de ruimte* wordt *een gradiënt* genoemd. (b.v. vochtgradiënt van nat naar droog, zoutgradiënt, stikstofgradiënt) Naargelang van het optimum van de soort en mede als gevolg van concurrentie, vindt iedere soort in de gradiënt een eigen plaats. Zo ontstaan er zeer soortenrijke, kleinschalig gevarieerde levensgemeenschappen.

Soorten uit eenzelfde levensgemeenschap (droge heide, hoogveen ...) stellen gelijkaardige eisen aan hun abiotische omgeving. De eisen zijn evenwel *nooit* helemaal aan elkaar gelijk (zie verder, p. 18, competitieve exclusie).

### 2.2.2. Licht

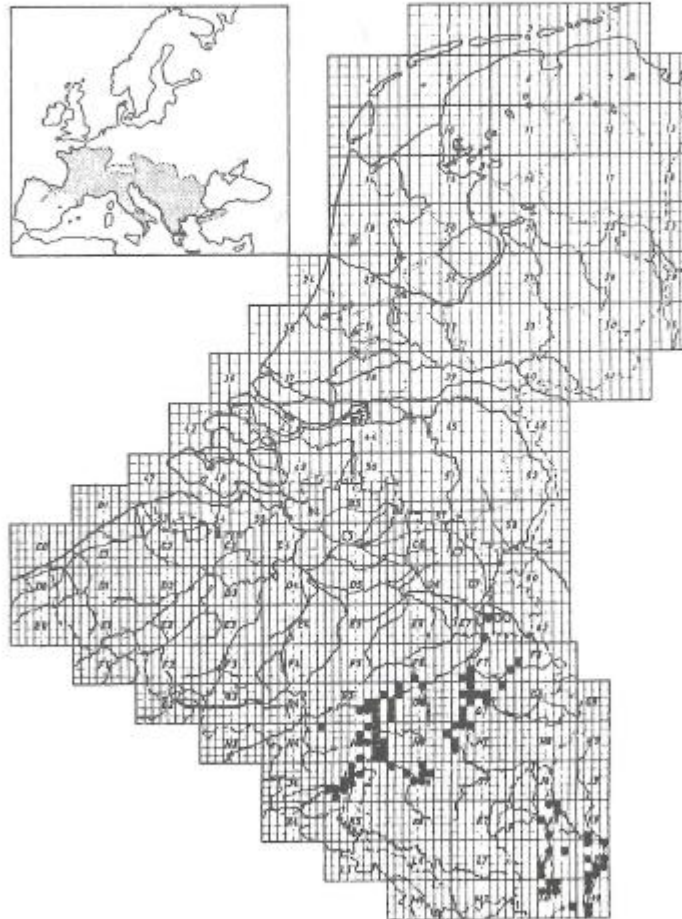
Foto-autotrofe organismen beschikken over een kleurstof (chlorofyl) die hen in staat stelt om zonne-energie om te zetten in chemisch gebonden energie. Daarbij worden CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O en minerale zouten verbruikt. Dit proces heet foto-synthese en het resultaat is een netto primaire wereldproductie van circa 164 miljard ton droog plantenmateriaal per jaar (Whittaker, 1970 in Owen, 1977). Behalve in uitzonderlijke omstandigheden (grotten), limiteert de hoeveelheid licht zelden plantengroei op het land. In zee wordt plantengroei beperkt tot de bovenste waterlagen.

*Lichtplanten* zijn in bosgebieden beperkt tot de bosrand en open plekken (b.v. wilgenroosje). *Onder* de boomlaag kunnen lichtminnende planten slechts voorkomen in het vroege voorjaar; dan is de temperatuur echter op onze breedte limiterend. Het bezit van een bol (boshyacint) of wortelstok (bosanemoon) met reservevoedsel biedt dan voordeel. *Schaduwplanten* kunnen in bossen in de zomer toch nog bloeien (gierstgras), de lichthoeveelheid bedraagt er dan echter slechts enkele procenten van buiten het bos.

Sommige planten kiemen uitsluitend in het donker (beuk), terwijl andere licht nodig hebben (berk). Berken zijn dus *pioniersoorten*, beuken nooit. Openen en sluiten van bloemen, de bloei zelf (korte- en langedag planten), de schikking van de bladeren bij kompasplanten (kompassla) hebben alle te maken met licht. Bij veel gewervelde diersoorten bepaalt de daglengte mee de

voortplantingsperiode; de bronstperiode en de paarstemming zijn dan seizoengebonden. Het meest bekend is dit verschijnsel bij vogels, die op onze breedte in het voorjaar paren en daartoe een vaak erg ingewikkeld baltsgedrag vertonen. Maar ook korter wordende dagen kunnen de hersenen (hypofyse) aanzetten tot de productie van geslachtsklierstimulerende hormonen. Zo valt de bronstperiode van edelhert en damhert in oktober.

*Figuur 7: Verspreidingskaart muurhagedis *Podercis muralis* (uit Sparreboom, 1981)*



### 2.2.3. Temperatuur

Eiwitten zijn belangrijke 'vorm'gevers aan dieren: zo bevatten haren, huid, nagels en klauwen het eiwit *keratine*; bindweefsel bevat *elastine* en *collageen* en bloedcellen bevatten het eiwit *haemoglobine*. De stofwisselingsreacties bij dieren en planten (ademhaling, fotosynthese, spijsvertering ...) kunnen slechts doorgaan bij tussenkomst van tientallen verschillende eiwitten: de *enzymen*. Maar eiwitten gaan kapot bij een temperatuur van meer dan ca. 50°C (= denaturatie van eiwitten). Anderzijds vallen de meeste reacties stil, of verlopen ze sterk vertraagd, bij een temperatuur lager dan 0°C. Het is duidelijk dat het temperatuurverloop en de extremen belangrijke factoren zijn die het voorkomen van organismen bepalen.

Warmbloedige dieren (zoogdieren en vogels) zijn minder kwetsbaar voor temperatuur. Toch zijn verschijnselen als winterslaap, wintervacht en trek ermee in verband te brengen.

Dieren die de temperatuur van hun omgeving aannemen (alle andere groepen) zijn uiterst afhankelijk van voldoende toegevoerde warmte. Ook deze dieren 'functioneren' het best bij een temperatuur van 30°C à 40°C, dan verlopen de stofwisselingsreacties immers het best. Zulke poikilotherme dieren vertonen dan ook vaak een winterslaap. Ook het zonnebaden van reptielen is hiermee in verband te brengen.

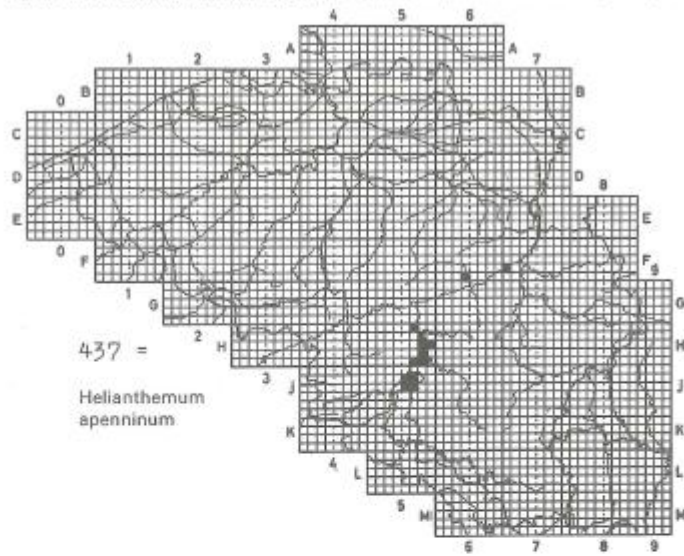
De ontwikkeling van eieren van reptielen en amfibieën is afhankelijk van voldoende zonnewarmte. Dit verklaart het gering aantal inheemse soorten: slechts 7 reptielen en 15 amfibieën. Vele ervan bereiken trouwens in België de noordgrens van hun Zuideuropees areaal (zie figuur 7).

Ook nogal wat thermofiele plantesoorten bereiken in de Maasvallei de noordgrens van hun (sub)mediterraan areaal. Het gunstige micro-klimaat op de kalkhellingen in deze vallei stelt o.a. het palmboompje en het apennijns zonneroosje in staat er te groeien (zie fig. 8a).

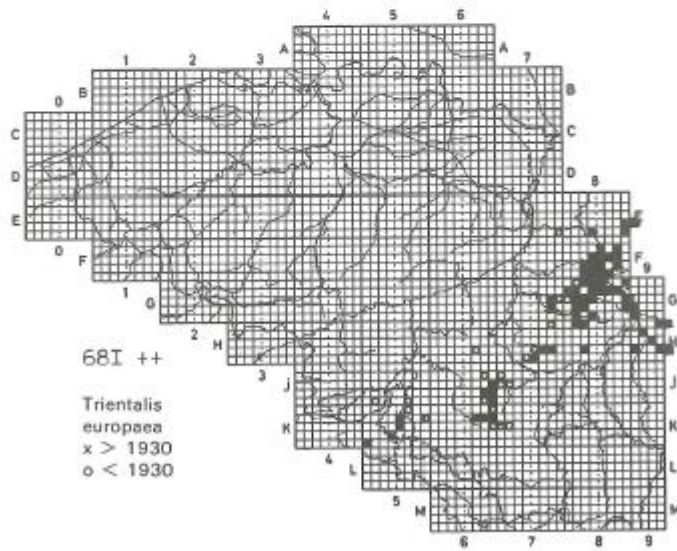
Anderzijds zijn er nogal wat boreale soorten die het in de Hoge Venen uithouden. Kraaiheide en veenbes zijn soorten met een Noordeuropees areaal (figuur 8b).

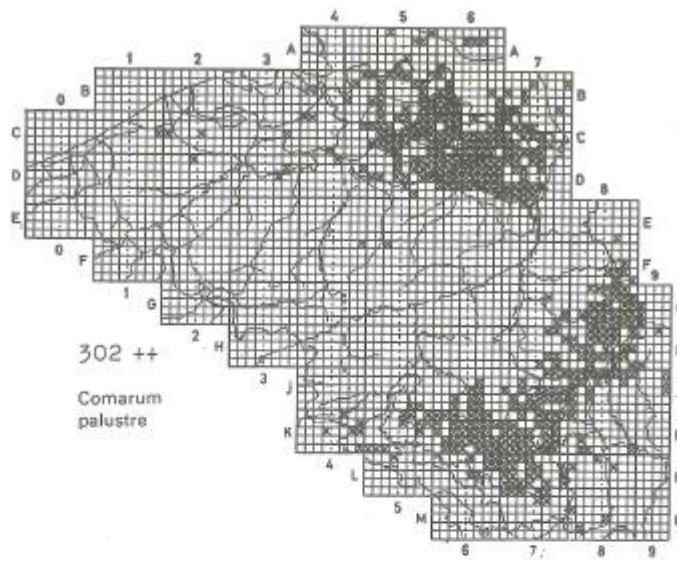
Het wordt duidelijk dat isothermen belangrijke areaalgrenzen kunnen zijn. Zo is er tenminste één maand met een gemiddelde temperatuur van 10°C nodig om boomgroei mogelijk te maken. De juli-isotherm van 10°C valt dus nagenoeg samen met de *boomgrens*. Te hoge temperaturen komen bij ons niet voor, op accidentele situaties (brand) na.

Er is ook een verband met de bodemtextuur. *Zand* is een slechte geleider voor warmte. De uiterste temperaturen liggen er ver uit elkaar, slechts eurytherme soorten houden het in duinen en Kempen uit. Overigens hebben planten last met de wateropname



*Figuur 8b: Zevenster (uit Van Rompaey & Delvosalle, 1979)*





uit te koude bodems. Dergelijke *fysiologische droogte* verklaart het verschijnsel bladval bij loofbomen in de winter (beperking verdampingsoppervlak). Het areaal van naaldbomen daarentegen kan zich verder noordwaarts (en ook hoger) uitstrekken.

#### 2.2.4. Water

Bij de fotosynthese reacties verbruiken planten water; minerale zouten worden opgelost in water en via de wortels opgenomen. Het watergehalte van het celplasma van planten en dieren (hydratatiegraad) is zeer groot. Bij vele dieren is water van belang voor de liquidatie van opgeloste afvalstoffen en ook voor de regulatie van temperatuur (zweeten).

Water is dus een belangrijke oecologische factor.

Het spreekt vanzelf dat ook veel *isohyeten* herkenbare biogeografische grenzen vormen. Zo is de noordgrens van de Sahara de isohyeet van 100 mm neerslag. Niet alleen de hoeveelheid neerslag speelt echter een rol, ook de verdeling over het jaar. Zo is de neerslaghoeveelheid aan de Azurenkust vergelijkbaar met deze in Vlaanderen (ca 800 mm/j). Toch vertoont de vegetatie rondom de Middellandse zee een semi-arië karakter. De neerslag is er namelijk geconcentreerd in het winterhalfjaar (ca. 70 regendagen). Het Atlantisch klimaat bij ons telt 250 regendagen verspreid over het gehele jaar.

- rom 14 Organismen worden vaak ingedeeld naargelang van hun behoefte en/of tolerantie t.o.v. water.
- *Hydrofiële organismen* zijn echte waterorganismen. Waterplanten zijn gekenmerkt door weinig steunweefsel en geleidingsweefsel, vaak zijn de ondergedoken bladeren fijn verdeeld. Bloemen steken altijd boven het wateroppervlak uit (behalve bij hoornblad); stuifmeel kan namelijk niet tegen vocht. Ook echte waterdieren kunnen nauwelijks tegen uitdroging. Meestal ademen ze via kieuwen, hoewel enkele groepen toch luchtademend zijn (waterspin, muggelarven, dolfijn, zoetwaterslakken ...).
  - *Hygrofiële organismen*; hiertoe behoren de stenohydre landplanten en -dieren die in een nagenoeg constant aan waterdamp verzadigde omgeving leven. Bodemdieren kunnen bij hygrofielen worden ondergebracht; pissebedden, regenwormen, slakken maar ook volwassen amfibieën voelen zich best in verzadigde milieus.
  - *Mesofiële organismen*, waartoe het grootste deel van onze inheemse fauna en flora kan worden gerekend, kunnen tijdelijk natte, tijdelijk droge omstandigheden overleven, zolang deze niet te lang aanhouden.
  - *Xerofiële organismen* worden door een bijzondere bouw in staat gesteld te overleven in milieus met een permanent waterdeficiet. Xerofiële planten vertonen vaak blad- of stamsucculentie (wateropslag), reductie van het bladoppervlak tot doornen, zeer lang wortelstelsel, een dikke waslaag op de bladeren (cuticula), gedrongen groei in kussens of een dichte beharing. Nogal wat duinplanten, schorreplanten en kalkplanten vertonen dergelijke xeromorfe kenmerken.

#### 2.2.5. Wind

Onrechtstreeks bepaalde de wind de samenstelling van *alle* levensgemeenschappen in Vlaanderen. Op het eind van de laatste ijstijd werden immers de zand- en leembodems uit het droge Noordzee-gebied door wind- en sneeuwstormen aangevoerd. Ook duinvorming is in belangrijke mate het werk van de wind. In uitzonderlijke omstandigheden heeft windwerking een formatieve werking op planten (beschadigingen, ontworteling). Langs de loefzijde van de duinen en op het strand is wind echter een voor boomgroei limiterende factor.

Wat de *verbreiding* van planten betreft, moet zeker aandacht worden gegeven aan windbestuiving. Heel belangrijke plantengroepen zijn voor de verbreiding van het stuifmeel (= pollen) aangewezen op de wind. Zeer licht stuifmeel (den) en grote stempels (grassen) bieden hierbij voordeel, net als trouwens bloeien vóór de bladeren aan de plant zitten (els, hazelaar). Ook voor de verbreiding van vruchten en zaden is de wind soms

verantwoordelijk. Bekend zijn olm, den, linde, wilgenroosje, veel samengesteldbloemigen (paardebloem ...). Uitzonderlijk kunnen ook kleinere dieren met wind worden meegevoerd.

rom 15

#### 2.2.6. Bodem

De bodem is vooral voor planten van bijzonder groot belang. Omgekeerd speelt de vegetatie ook een rol bij het ontstaan van bodems. Een bodem ontstaat door verwerking van een *moedergesteente* onder invloed van het *klimaat* en van de *vegetatie*. De korrelgroottesamenstelling of *textuur* van de bodem wordt bepaald door de verhouding van drie korrelgroottefracties die onderscheiden worden naar de diameter van de individuele korrels:

- de kleifractie ( $\text{SiO}_2$ -deeltjes van 0 - 2  $\mu\text{m}$ );
- de leemfractie ( $\text{SiO}_2$ -deeltjes van 0 - 50  $\mu\text{m}$ );
- de zandfractie ( $\text{SiO}_2$ -deeltjes van 50 - 2000  $\mu\text{m}$ ).

Deze verhouding bepaalt of we met zware klei, klei, zand, lemig zand, licht zandleem, zandleem of leem te maken hebben. Bevat de bodem korrels groter dan 2 mm, dan spreekt men van stenige bijmenging en grint.

Een bijzondere bodemsoort is *veen*, deze bevat (nagenoeg) alleen organisch materiaal wat in uitzonderlijke omstandigheden niet wordt gemineraliseerd door schimmels en bacteriën (zie p. 49 veenvorming).

Overigens is de bodemfauna van belang voor het verwerken van organisch materiaal tot humus.

Niet alleen de textuur van de bodem maar ook de *chemische samenstelling* ervan is van belang. Afhankelijk van de aard van het moedergesteente kunnen bepaalde elementen zeer veel of extreem weinig in de bodem aanwezig zijn. Ook de zuurtegraad (pH) van de bodem is een belangrijk kenmerk. Veel organismen houden het in een aantal extreme omstandigheden niet uit, diegene die dat wel kunnen, kunnen op die plekken door de weggevallen concurrentie beter gedijen.

Zo komen er veel kalkplanten voor in de duinen (schelpen) en op de krijtbodems langs de Maas. Kiezelpflanzen (of zuurminnende planten) groeien op zure zandbodems in de Kempen en in Vlaanderen. Zoutplanten zijn beperkt tot buitendijkse slikken en schorren. Stikstofminnende planten worden door ongebreideld gebruik van kunstmest overal begunstigd. Zinkplanten houden het uit op plaatsen met erg veel zink in de bodem.

Het wordt derhalve duidelijk dat ook veel bodemgrenzen herkenbare areaalgrenzen vormen (zie figuur 8c, vergelijk figuur 8c met figuur 9).

### 2.2.7. Indicatorwaarden t.a.v. abiotische oecologische factoren

Doorgedreven onderzoek maakte het mogelijk de optima van planten ten aanzien van diverse abiotische oecologische factoren te omschrijven. Londo (1975) en Ellenberg (1974, 1979) maakten daarbij geen gebruik van absolute cijfergegevens maar van rangwaarden (rank) die slechts vergelijkend kunnen gebruikt worden.

Door concurrentie kan het evenwel gebeuren dat sommige plantesoorten naar een minder optimaal milieu zijn verdrongen, dan op basis van hun genetische eigenschappen kan verwacht worden en op basis van kweekproeven (zonder concurrentie) tot uiting kan komen. Deze lijsten hebben derhalve slechts *regionaal* geldigheid omdat veel van de concurrentie-aspecten bij benadering zijn geïncorporeerd (Zonneveld, 1984). Niettegenstaande we de indicatielijsten ook in Vlaanderen gebruiken is dus dringend onderzoek nodig of deze Duitse en Nederlandse indicaties zomaar mogen worden gebruikt bij het toegepast wetenschappelijk onderzoek.

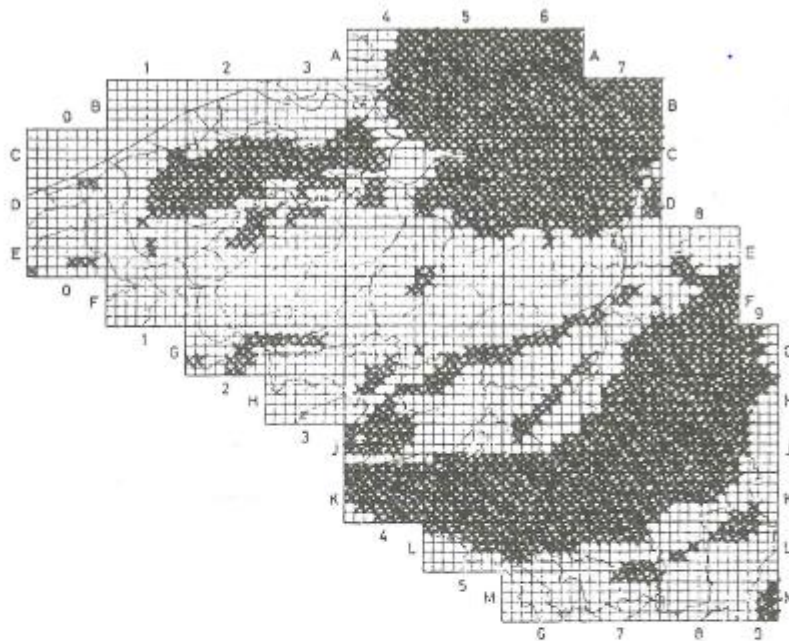
Ellenberg (1974, 1979) geeft voor de Middeneuropese vaatplanten indicatorwaarden aan voor diverse abiotische factoren:

- L Lichtgetal (schaduwplant → lichtplant. L: 1 → 9)
- T Temperatuurgetal (weinig thermofiel → sterk thermofiel. T: 1 → 9)
- K Kontinentaliteitsgetal (oceanisch → kontinentaal. K: 1 → 9)
- F Vochtigheidsgetal (xerofiel → waterplant. F: 1 → 12)
- R Bodemreactie (pH) (zuurminnend → kalkminnend. R: 1 → 9)
- N Stikstofgetal (stikstofmijdend → nitrofiel. N: 1 → 9)
- CL Zoutgetal (zoutmijdend → zoutminnend. I → III)

Londo (1975) beperkte zich tot het aangeven van de tolerantie van planten t.o.v. het grondwater in een 7-tal groepen opgesplitst. Stieperaere en Franssen (1982) berekenden voor de inheemse Belgische flora zeldzaamheidswaarden. Ze baseerden zich daarbij op de Atlas van de Belgische en Luxemburgse flora (Van Rompaey & Delvosalle, 1979) en verdeelden de soorten over uurhokfrequentie-classes. Deze werden als indicatie van hun zeldzaamheid beschouwd.



Figuur 9: Hokken die tenminste gedeeltelijk op zure zanden of zure klei gelegen zijn (uit Van Rompaey en Delvosalle)



### 2.3. Biotische oecologische factoren

#### 2.3.1. Intra-specifieke factoren

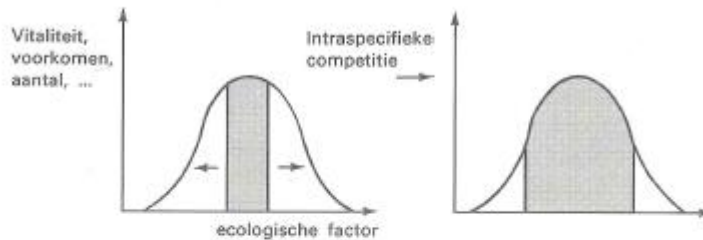
Hiermee wordt de beïnvloeding bedoeld van individuen van dezelfde soort op elkaar.

Onder 'groepseffect' vat men de positieve effecten samen, gevolg van een levenswijze in groep. Een belangrijk gevolg bij dieren is de vaak aanzienlijke toename van de groeisnelheid van de populatie. Het zoeken naar voedsel en de strijd tegen vijanden is bij kuddedieren gemakkelijker. Wil een kudde olifanten overleven, dan moet zij tenminste 25 individuen tellen; voor rendieren bedraagt dat aantal minimum 300 à 400 dieren (naar Dajoz, 1975).

Intra-specifieke competitie is vaak negatief voor sommige individuen, maar positief voor de soort; zwakkere soortgenoten worden in tijden van 'nood' uitgerangeerd. Dergelijke competitie tussen soortgenoten heeft evolutief bij veel diersoorten geleid tot *territoriaal gedrag*, zeker tijdens de voortplantingsperiode. Het afbakenen van een territorium vermindert het aantal agressieve

rom 18 contacten, waardoor meer energie kan besteed worden aan broedzorg. Bovendien leidt competitie er vaak toe dat het hele theoretisch mogelijke areaal wordt ingenomen, dus niet alleen het optimale milieu (zie figuur 10).

Figuur 10



Het is duidelijk dat hierdoor ook meer overlevingskansen voor de soort worden geboden. Ook het bestaan van een sociale hiërarchie kan bij diersoorten verklaard worden door competitie tussen soortgenoten.

### 2.3.2. Interspecifieke competitie

Beïnvloeding tussen individuen van verschillende soorten is overal aanwezig en bepaalt in hoge mate de soortensamenstelling in iedere levensgemeenschap. Competitie treedt op als twee verschillende soorten aanspraak maken op dezelfde hulpbron (b.v. ruimte, voedsel ...). De competitie wordt scherper naarmate de behoeften en eisen van de soorten dichter bij elkaar liggen. Twee verschillende soorten die exact dezelfde eisen stellen aan hun omgeving kunnen echter *niet* samen in één levensgemeenschap voorkomen: de sterkste zal uiteindelijk de andere verdringen. Dit is het *principe van Gause* of het *competitieve exclusieprincipe*. In een vreemd nest past een koekoeksjong dit principe consequent toe. (On)vrijwillige introductie van uitheemse soorten heeft soms het uitsterven van een oorspronkelijke soort voor gevolg. Zo verdreef de grijze eekhoorn uit Noord-Amerika op veel plaatsen in Groot-Brittannië de inheemse bruine eekhoorn; de muskusrat verdrijft onze inheemse bruine rat. Vele planten en dieren beïnvloeden elkaar ook rechtstreeks door de productie van stoffen met biocidewerking (Scharf, 1977).

Andere interspecifieke relaties zijn:

- eten en gegeten worden werkt populatieregulerend: prooien en voedselplanten worden gedood;
- parasitisme: een parasiet leeft ten koste van een gastheer of waardplant, maar doodt deze niet (onmiddellijk);
- commensalisme: hiermee wordt het samenleven bedoeld zonder aanwijsbare schade of nut voor één van de partners;
- saprobiose: saprobionten leven van dode planten of dieren;
- symbiose: beide partners hebben er voordeel bij om samen te leven.

Dergelijke interspecifieke relaties hebben vaak belangrijke consequenties op het areaal van soorten. Zo wordt het areaal van parasieten (b.v. duivelsnaagaren) uiteraard door het areaal van de gastheer bepaald (b.v. struikheide).





#### 2.4. *Relatie-theoretische beschouwingen: van diversifiëren (spreiding) naar nivelleren (concentratie)*

In wat volgt worden de systeemtheoretische beschouwingen van Van Leeuwen (1966) vereenvoudigd weergegeven en direct op oecosystemen toegepast (Naar van der Maarel & Dauvellier, 1978). Voor een ruimtelijk planner is dergelijk inzicht van groot belang. Het zal toelaten om de invloed van de *mens* op oecosystemen nauwkeurig te omschrijven; daardoor wordt het uitwerken van een betere planning mogelijk. Beter, met name omdat randvoorwaarden aan menselijk handelen ten behoeve van het natuurlijk milieu (en van de samenleving) preciezer kunnen worden gesteld.

##### 2.4.1. *Elementaire relatietypen*

In een oecosysteem zijn de ruimtelijke (ruimte) en temporele (tijd) betrekkingen terug te voeren op de relatietypen *variatie* en *discontinuïteit*. Deze twee relatietypen hebben beide een ruimtelijk en een temporeel aspect. (We laten een derde relatietype, nl. onzekerheid, buiten beschouwing)

Het ruimtelijk variatie-aspect kan worden beschreven als een waarde op een schaal van ruimtelijke variatie (r.v.) Deze schaal wordt uitgezet van r.v. = 0 (gelijkheid) naar r.v. =  $\infty$  (verschil). Op analoge wijze kan het temporele variatie-aspect worden uitgezet in een schaal van t.v. = 0 (constantie) naar t.v. =  $\infty$  (verandering). Voor de discontinuïteit kunnen we onderscheid maken tussen het ruimtelijk aspect van scheiding, met als nulwaarde verbinding enerzijds en anderzijds het temporele aspect van onderbreking, met als nulwaarde bestendiging (of continuïteit).

	Ruimte		Tijd	
	0	$\infty$	0	$\infty$
Variatie	gelijkheid 	verschil 	constantie 	verandering 
Discontinuïteit	verbinding	scheiding	bestendiging	onderbreking

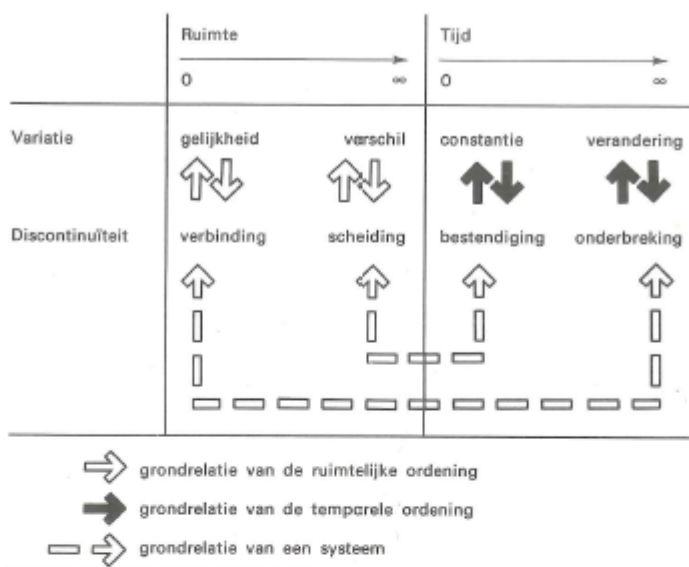
Tussen de besproken relatietypen bestaat er in oecosystemen een verband. Voor Van Leeuwen is de *grondrelatie van de ruimtelijke ordening* dat veel verschil leidt tot of voortvloeit uit veel scheiding en dat anderzijds ook gelijkheid en verbinding uit elkaar voortvloeien (witte pijlen in figuur 11).

De *grondrelatie van de temporele ordening* noemt Van Leeuwen de vaststelling dat veel verandering leidt tot of voortvloeit uit veel onderbreking, terwijl constantie juist gekoppeld is aan bestendiging (donkere pijlen in figuur 11).

De besproken relaties zijn bekend in oecosystemen. Zijn gebieden geografisch van elkaar geïsoleerd (scheiding), dan leidt dit op lange termijn tot een zeer uiteenlopende flora en fauna (verschil). Zo is het bekend dat geologisch reeds lang geïsoleerde eilanden (Australië, Galapagos, Corsica ...) zeer veel endemische soorten herbergen. Levensgemeenschappen op jonge eilanden (Waddeneilanden, Groot-Brittannië ...) wijken daarentegen nauwelijks af van deze op nabijgelegen vasteland.

Een volgende stap is verbanden te leggen tussen ruimtelijke en temporele variatie. Van Leeuwen stelt dan dat grote r.v. en geringe t.v. op elkaar zijn betrokken, evenals geringe r.v. en grote t.v. samen voorkomen. Hij noemt dit de *grondrelatie van een systeem*. Deze betrekking vinden we in de oecologie op vele ogenblikken terug. Zo zal bijvoorbeeld een oecosysteem met een constante grondwaterstand (constantie) een sterke afname van de soortenrijkdom (verschil) kennen, wanneer deze grondwaterstand gaat schommelen (verandering). Deze achteruitgang zal nog erger worden als de schommelingen onregelmatig in de tijd gespreid zijn. De teloorgang van hoogveenvegetaties en natte heidevegetaties zijn hierdoor verklaarbaar. Figuur 12 geeft het besproken verband met onderbroken pijlen aan.

Figuur 12: Elementaire relatietypen (naar Van der Maarel en Dauvellier, 1978)

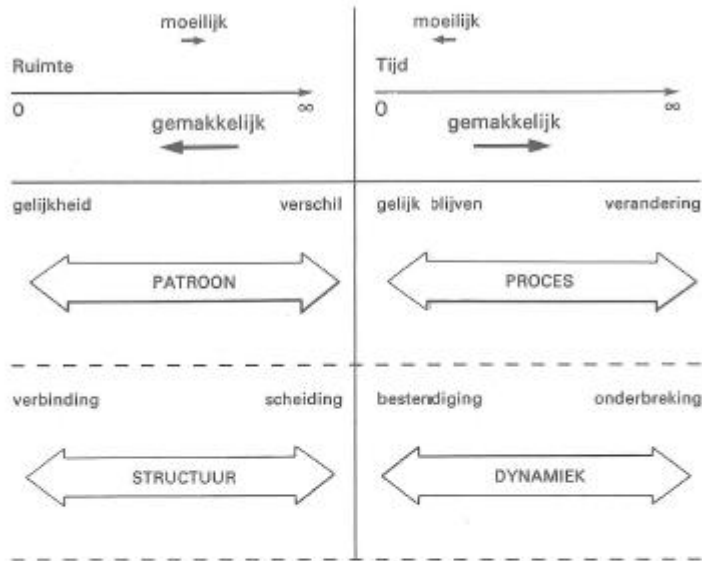


#### 2.4.2. Complexe relatietypen

De begrippen patroon, proces, structuur en dynamiek zijn begrippen die in de (landschaps)oecologie vaak worden gebruikt. Hieronder worden deze begrippen gedefinieerd als meer complexe relatievormen van de onder 2.4.1. beschreven elementaire relatietypen:

- patroon: combinatie van de ruimtelijke relatietypen verschil en gelijkheid;
- proces: combinatie van de temporele relatietypen verandering en gelijk blijven;
- structuur: combinatie van de ruimtelijke relatietypen scheiding en verbinding;
- dynamiek: combinatie van de temporele relatietypen onderbreking en bestendinging.

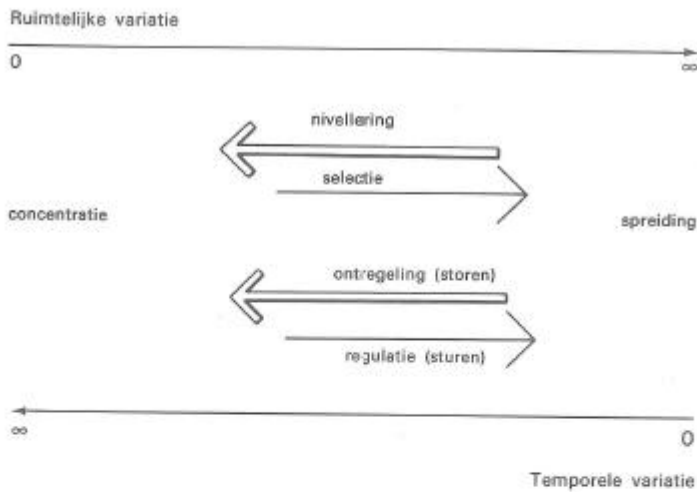
rom 22 *Figuur 13: Ruimtelijke en temporele relatie en hun onderlinge betrekkingen (naar Van der Maarel en Dauvellier, 1978)*



De verandering in de toestand van een oecosysteem is altijd te wijten aan een verschuiving op de as van de ruimtelijke variatie of op de as van de temporele variatie. In het algemeen is de verschuiving naar minder ruimtelijke variatie (nivellering) gemakkelijker dan omgekeerd. Ook is de verschuiving naar meer temporele variatie (ontregeling) gemakkelijker dan omgekeerd.

De verschuivingen op beide assen in de moeilijke richting zijn het resultaat van processen die bij uitstek kenmerken zijn voor levende systemen: *selectie* en *regulatie*. Selectie is een proces waarbij grotere ruimtelijke variatie ontstaat en is de tegenstelling van nivellering. Regulatie is een proces waarbij een kleinere temporele variatie ontstaat en is de tegenstelling van ontregeling.

*Figuur 14:* Effecten van regulatie en selectie op afname en toename van ruimtelijke variatie. (uit Van Der Maarel en Dauvellier, 1978)



Uit figuur 14 blijkt dat selectie en regulatie in dezelfde richting werkzaam zijn en elkaar versterken. Het effect ervan is een zeer fundamenteel proces dat we *spreiding* noemen. Ook nivellering en ontregeling versterken elkaar, het effect ervan is evenzeer een fundamenteel proces wat tegengesteld is aan spreiding, namelijk *concentratie*.

Evenzeer blijkt uit figuur 14 dat nivellering, ontregeling (storen) met als gevolg concentratie zeer gemakkelijk is (en vaak eigen is aan menselijke ingrepen en gevolgen daarvan). Anderzijds is selectie, regulatie (sturen) met als gevolg spreiding een moeilijke verschuiving, die evenwel eigen is aan ongestoorde oecosystemen.

#### 2.4.3. Conclusie

1. Uit systeem- en relatiethoretische beschouwingen blijkt dat ruimtelijke verschillen en temporele verschillen elkaars tegenstelling zijn. Anders gezegd: vergroten van de temporele variatie leidt tot afnemen van ruimtelijke variatie, ontregelen (in de tijd) leidt tot nivelleren (in de ruimte).
2. Nivelleren (concentratie) is gemakkelijker dan diversifiëren (spreiding).

## 2.5.1. Grenzen

De aangeduide processen van concentratie en spreiding kunnen direct in verband worden gebracht met het ontstaan van verschillende soorten grenzen.

Figuur 15: Vegetatiestructuur bij een spreidings- en een concentratiegrens (uit: Van Leeuwen, 1965)

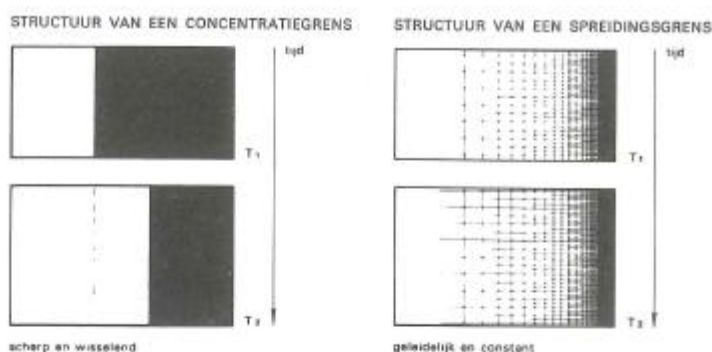


Grenzen tussen levensgemeenschappen kunnen zeer scherp zijn. Een dergelijke bruuske grens wordt een concentratiegrens of 'limes convergens' genoemd. In intacte oecosystemen komen ze eerder zeldzaam voor. Een afslagkust, met overgang van slik naar hoge schorrevegetatie, is een voorbeeld dat aangeeft dat een dergelijke ruimtelijke eentonigheid altijd samen gaat met variatie in de tijd (zeer dynamisch milieu).

De meeste grenzen tussen levensgemeenschappen zijn eerder vaag en geleidelijk. Dergelijke grenszone wordt een spreidingsgrens of 'limes divergens' genoemd. Figuur 15 (b) illustreert de geleidelijke overgang tussen grasland en bos. Het overgangsmilieu (bosrand, zoom) is vaak vrij breed en overgangsmilieus hebben vaak eigen kenmerkende soorten.

Via de ruimte/tijd grondrelatie kunnen we stellen dat de concentratiegrens scherp maar wisselend is (figuur 16); de spreidingsgrens is vaag maar constant. Plantesoorten van scherpe grenzen veranderen snel hun ruimtelijk patroon en leven vaak kort, die van de vage grenzen leven vaak lang en differentiëren de gegeven milieuvariatie nog verder doordat ze de bodem en het microklimaat veranderen. *Vage grenzen en constantie in de tijd gaan samen.*





### 2.5.2. Gradiënten

Ruimtelijke variatie met het karakter van een vage grens doet zich voor in gradiëntsituaties. We hebben een gradiënt al gedefinieerd als het geleidelijk verloop in de ruimte van een oecologische factor (van nat naar droog ...). In dergelijke kleinschalig gevarieerde omgevingen komt de grootste soortenrijkdom voor.

Bij de vorming van alle bodemgradiënten speelt water een grote rol. Alle in water oplosbare componenten zoals kalk, nitraten, fosfaten en keuzenzout kunnen door water geleidelijk uit de bodem worden uitgespoeld. Deze waterbeweging is steeds gebonden aan een helling, een topografische gradiënt. Ook de bodemtextuur speelt een rol: zand laat water gemakkelijk door en dus ook alle opgeloste stoffen. Zand wordt dus geleidelijk voedselarmer, kalkarmer, zoutarmer. Bij kleibodems is dat niet het geval. Bovendien is een gradiënt maar houdbaar wanneer de 'arme' situatie hoger ligt dan de 'rijke'. Een gradiënt blijft maar behouden, en wordt zelfs versterkt (figuur 17), als

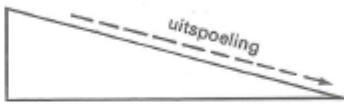
Figuur 17 (uit Van Leeuwen, 1966b)



voedselarm, zoet, kalkarm, droog, zand hoger ligt en domineert over voedselrijk, zout, kalkrijk, nat, klei.

In onderstaande tabel worden de diverse types milieugradiënten samengevat. Daarbij wordt een onderscheid gemaakt in gradiënten van bodem, van microklimaat maar ook van antropogeen toegevoegde dynamiek. Op die antropogeen toegevoegde dynamiek, de invloed van de mens dus, gaan we hierna verder in.

*Figuur 18: Typen milieugradiënten (uit Van Der Maarel en Dauvellier, 1978)*

Miliefactoren	
<b>Bodemgradiënt</b> – topografische gradiënt – vochtigheid – substraat: zand/leem/klei – kalkgehalte – zuurgraad – organische stof – voedingsstoffen – stikstof – fosfor – zout (natriumchloride) – algemene milieudynamiek	hoog > laag droog > nat zand > leem > klei kalkarm > kalkrijk zuur > basisch weinig, humeus > mineraal, humusarm voedselarm > voedselrijk stikstofarm > stikstofrijk fosforarm > fosforrijk zoet > zout minder dynamisch > meer dynamisch
<b>Microklimaatgradiënt</b> – licht – temperatuur	schaduwrijk > licht koel > warm
<b>Antropogeen toegevoegd cultuurgradiënt</b> – beweiden – kappen – maaien – bemesten – betreden	weinig > veel weinig > veel weinig > veel weinig > veel weinig > veel

2.5.3. Antropogeen toegevoegde milieudynamiek

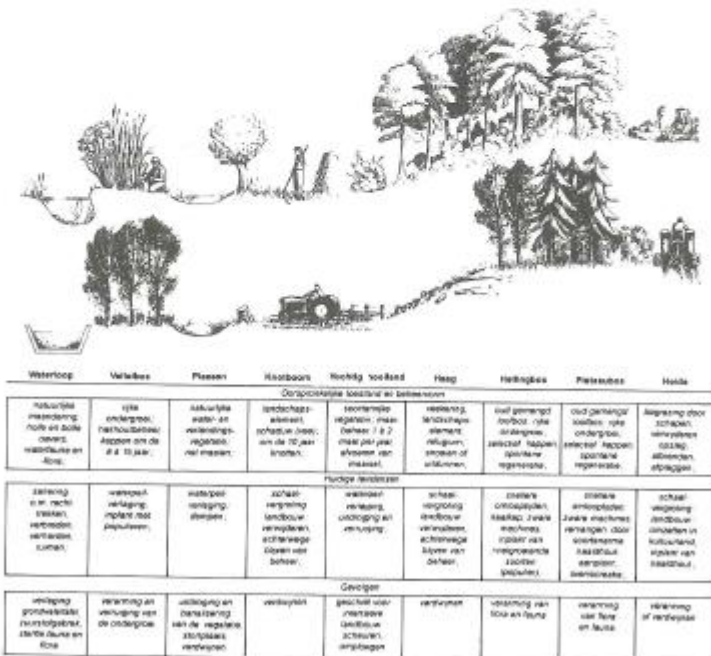
Uit figuur 17 is eenvoudig af te leiden dat antropogeen toegevoegde dynamiek gemakkelijk gradiënten kan verstoren. Als een hooggelegen gebied wordt bemest, bekalkt ... en als daardoor voedselrijk gaat domineren over voedselarm, dan verdwijnt de gradiënt onherroepelijk (figuur 17 A). De oorspronkelijk fijn geschakeerde vegetatie verdwijnt door concentratieprocessen; geleidelijke overgangen ruimen plaats voor scherpe grenzen. De zeldzame grensoorten verdwijnen.

*Nochtans is menselijk ingrijpen niet altijd slecht. Zolang hij rekening houdt met de aanwezige gradiënten of deze zelfs versterkt, werkt de mens zelfs verrijkend in op de diversiteit van natuur en landschap.*

Uit de relatietheorie van Van Leeuwen (1966) hebben we afgeleid dat vergroting van de temporele variatie leidt tot afname (nivellering) van de ruimtelijke variatie.

Op grond van deze inzichten is het te begrijpen dat menselijk ingrijpen inderdaad verrijkend kon inwerken op natuur en landschap en vanuit het natuurbehoud positief kon beoordeeld worden (figuur 19). Kenmerkend was de beperking van de mens in zijn activiteiten

Figuur 19: Het landgebruik vroeger en nu en zijn gevolgen (uit KBS, 1985)



(wonen, landbouw, ...) door dezelfde oecologische factoren als inwerkten op voorkomen en activiteit van planten en dieren (tè hoge waterstand, voedselarme grond ...). Kenmerkend was ook de stabiliteit van landbouwmethoden en teelten. Samenvattend kan men stellen dat de mens overal wat anders deed, maar wel steeds (ieder jaar) hetzelfde (= weinig variatie in de tijd veel variatie in de ruimte).

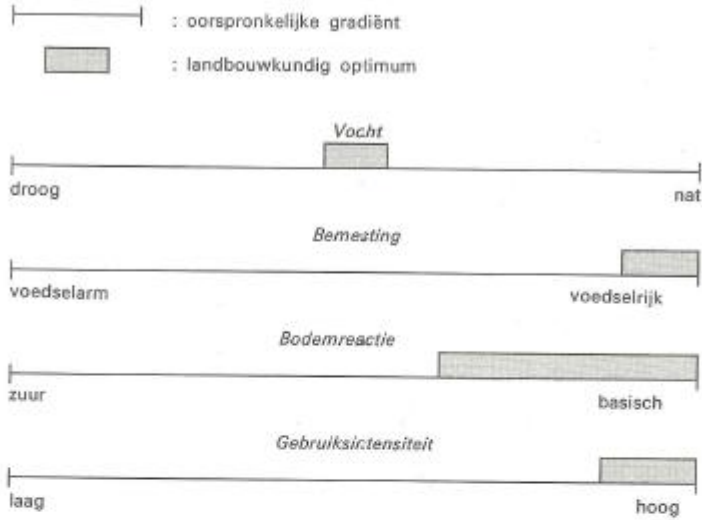
Bovendien was er een afname van antropogeen toegevoegde dynamiek vanuit de nederzetting naar het omliggende land toe. Van Leeuwen (zie figuur 20) ziet deze activiteiten concentrisch rond de nederzetting. Dichtbij het centrum akkerbouw met intensieve bemesting (zie hiervoor ook Lindemans, 1952). Iets verderop vinden we permanente weilanden en hooiland, hakhoutbosjes en nog verderop extensief begraaide bossen en heiden waaruit vaak strooisel, hout en mos werd verzameld. Resultaat was het ontstaan van verschillende gradiënten: betredingsintensiviteit neemt af weg van het dorp, net zoals de bemesting.

Het hoeft geen betoog dat de tegenwoordige landbouwactiviteiten lijnrecht tegen de kenmerken van traditionele landbouw ingaan. De methoden en teelten wisselen snel, er wordt over grote oppervlakten hetzelfde gedaan; overbemesting en waterbeheersing (sanering) veegden grenzen en gradiënten weg. In figuur 21 zijn de voornaamste wijzigingen van de factoren schematisch voorgesteld.

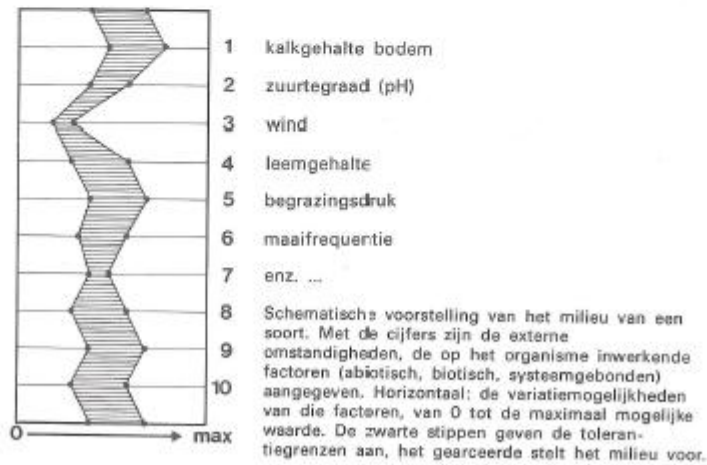
Figuur 20: (uit Van Leeuwen, 1966 b)



*Figuur 21:* Invloed van gevolgen van cultuurtechnische ingrepen ten behoeve van de landbouw op de aanwezige gradiënten in het landschap (uit Rombaut, 1985)



*Figuur 22* (uit Schroevers, 1982)



Door de tolerantiebreedten van soorten hebben dergelijke drastische ingrepen het uitsterven van soorten op grote schaal voor gevolg. Ook in visueel-ruimtelijk opzicht is een ravage het gevolg. We kunnen besluiten met een citaat uit Westhoff (1978): 'Terwijl het agrarische uitgangspunt vroeger was 'overal wat anders doen, maar wel steeds hetzelfde' is het nu juist andersom: 'telkens wat anders doen, maar dan wel overal hetzelfde': dus nivellering in de ruimte, instabiliteit in de tijd. Voor de meeste natuurgebieden is dit een catastrofale gang van zaken. De bewering van onze landbouwers (organisaties), dat zij het zijn die het landschap gemaakt hebben en dat zij het dus ook thans het beste kunnen beheren, is derhalve als uitgangspunt wel waar, doch de conclusie is, helaas, onjuist.'

#### *2.5.4. Een voorbeeld: het verband tussen water- en stikstofhuishouding en de invloed van cultuurtechniek en natuurtechniek daarop*

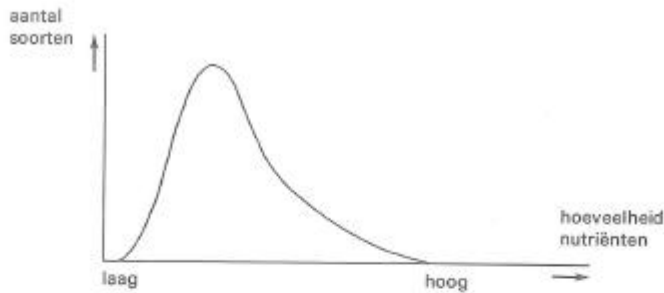
##### *a. De betekenis van voedingsstoffen voor de plantengroei*

Voor hun voeding hebben planten nood aan een aantal chemische elementen. De belangrijkste zijn stikstof (N), fosfor (P), kalium (K), zwavel (S), calcium (Ca) en magnesium (Mg). Daarnaast hebben ze ook zeer kleine hoeveelheden zogenaamde spore-elementen nodig zoals koper (Cu), mangaan (Mn), ijzer (Fe) en boor (B). Voor elk van deze voedselfactoren heeft ieder plant een eigen tolerantiebreedte. Opdat een bepaalde plant kan voorkomen, moet aan *elk* van de milieufactoren worden voldaan (zie figuur 22). Opmerkelijk is nu dat circa 80 % van onze inlandse flora van hogere planten een optimum heeft bij relatief *lage* waarden voor voedselaanbod. (De Molenaar, 1980) (figuren 23 en 24). Het is dan ook begrijpelijk dat de antropogeen toegevoegde bemesting, over zeer grote arealen en met enorme hoeveelheden (mestoverschotten, bioindustrie ...) belangrijke gevolgen heeft: 80 % van de inlandse plantensoorten en plantengemeenschappen wordt bedreigd omdat de tolerantie voor voedselaanbod ervan wordt overschreden. De 20 % soorten en levensgemeenschappen met een optimum dat wel in het voedselrijke deel zit, wordt begunstigd. Brandnetel, akkerdistel, kleeftkruid ... behoren bij de weinige soorten die zich kunnen uitbreiden.

*Conclusie:* voedselarme milieus zijn het rijkst aan aantal soorten. Voedselrijke milieus zijn armer aan aantal soorten. (Over)bemesting bevoordeligt weinig soorten, overal dezelfde.

Figuur 23: Verband tussen het voedselaanbod en het aantal plantensoorten (naar Grime 1979, uit Waajen, 1985)

rom 31



Figuur 24: Indicatorwaarde voor de minerale stikstofvoorziening tijdens de vegetatieperiode van ruim tweederde van de inheemse flora van hogere planten in Nederland (gebaseerd op gegevens van Ellenberg, 1974 en Arnolds en Van der Meijden, 1976, uit: De Molenaar, 1980)

	N	n	%
aanwijzers voor stikstofarmoede	1	46	4,6
overgangsgroep	2	146	14,5
voorkeur voor stikstofarmoede	3	126	12,5
overgangsgroep	4	95	9,4
aanwijzers voor matige stikstofrijkdom	5	124	12,3
overgangsgroep	6	96	9,5
voorkeur voor stikstofrijkdom	7	119	11,8
aanwijzers voor stikstofrijkdom	8	92	9,1
aanwijzers voor overmatige stikstofrijkdom	9	33	3,3
relatief geringe voorkeur of met uiteenlopend gedrag in verschillende gebieden	x	129	12,8

N: indicatorgetal voor stikstof volgens Ellenberg (1974);  
n: aantal soorten vaatplanten;  
%: percentage n ten opzichte van N-totaal.

b. Enige theoretische achtergronden (zie figuur 25)

- **Mineralisatie.** De meeste stikstof in de bodem is normaal aanwezig in de organische stof. Via mineralisatie door micro-organismen (schimmels en *bacteria*) wordt deze organische stikstof terug vrijgesteld onder vorm van ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Dit mineralisatieproces gebeurt het best in goed geaëreerde bodems.  $\text{O}_2$ - gebrek door bijvoorbeeld een hoog grondwaterpeil of overstroming (waardoor lucht uit bodems wordt verdreven) hindert de mineralisatie en dus de productie van  $\text{NH}_4^+$  (zie Grootjans, 1975).

- *Nitrificatie*. De vrijgestelde  $\text{NH}_4^+$  wordt als energiebron gebruikt door chemi-autotrofe nitrificerende bacteria. In aanwezigheid van zuurstof wordt  $\text{NH}_4^+$  geoxideerd door  $\text{NO}_2^-$  (*Nitrosomonas*) en verder tot  $\text{NO}_3^-$  (*Nitrobacter*). Nitrificatie is een aëroob proces; het gevormde  $\text{NO}_3^-$  is goed oplosbaar en zeer mobiel. Het kan door planten worden opgenomen, het kan inspoelen met bodemwater of afspoelen met oppervlaktewater. Nitrificatie is niet alleen afhankelijk van het vochtgehalte, ook de pH is belangrijk.
- *Denitrificatie*. Het belangrijkste oecologisch effect van nitrificatie is dat daardoor denitrificatie mogelijk wordt: wanneer het gevormde nitraat in de bodem dringt tot in de anaërobe zone kan denitrificatie gebeuren door (facultatief) anaërobe chemi-autotrofe nitraatreduceerders (of soms door anaërobe heterotrofe bacteria door dissimilatieve nitraatreductie (b.v. sommige *Clostridium*soorten)). Gebieden met permanent hoge grondwaterstand vertonen een sterke denitrificatie. Hierdoor wordt de omgeving stikstofarmer.

Uit dit alles blijkt dat de waterhuishouding, de stikstofhuishouding en ook de zuurtegraad (pH) van een oecosysteem sterk met elkaar te maken hebben. Voor meer gedetailleerde overzichten en literatuurstudie verwijzen we naar Waajen (1985)

*Conclusie:* ontwatering veroorzaakt voedselaanrijking van het milieu, en dus vermindering aan soorten.

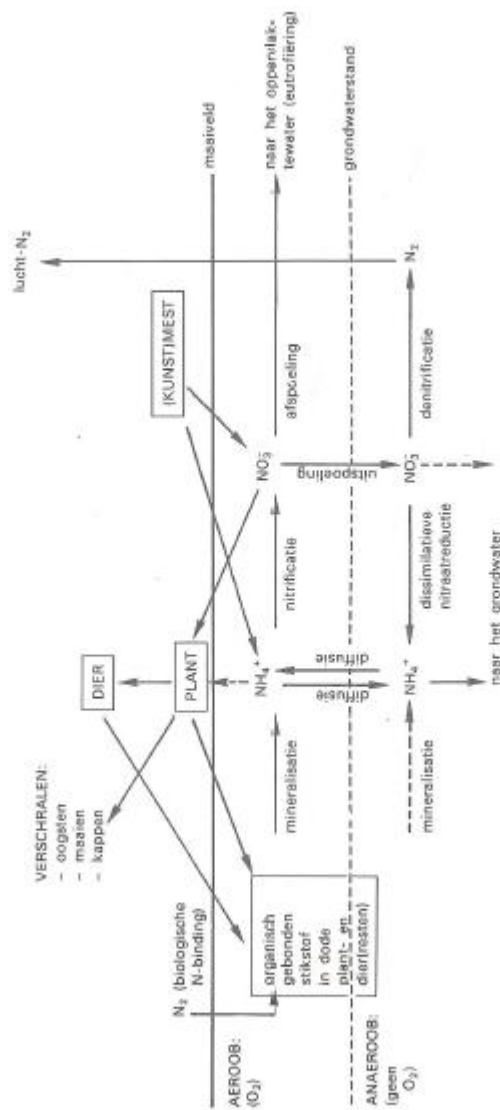
*c. De gevolgen van natuurtechniek en cultuurtechniek*

Westhoff (1985) noemt natuurbehoud een maatschappelijk streven dat kan worden opgevat als een terugkoppelings-mechanisme tegen de destructieve invloeden van de civiele en agrarische techniek. Het natuurbehoud bedient zich daarbij van natuurwetenschappelijke vraagstellingen en methoden in de vorm van *natuurtechniek*. Natuurtechniek diende, naast de milieutechniek, als hulpstelsel van technische aard door de mens te worden ontworpen om de hinderende neveneffecten van civiele (of urbane) en agrarische (of cultuurtechnische) techniek te corrigeren.

In landelijke gebieden zijn vooral de *cultuurtechniek* en de *natuurtechniek* van belang. Cultuurtechnische ingrepen beogen produktieverhoging. Egalisatie, nivellering, verdwijnen van gradiënten zijn daarvan het gevolg, ook in gebieden welke géén agrarische bestemming hebben. Natuurtechniek beoogt het behoud (herstel) van ruimtelijke variatie. Daarbij worden eveneens maatregelen genomen die van selecterende en regulerende aard zijn, doelbewust ondernomen en dus technisch. Vaak wordt daarbij gestreefd naar produktieverlaging en vindt men "inspiratie" in



Figuur 25: Schematische voorstelling van de stikstofkringloop in bodems (naar Fenchel & Blackburn, 1979; Grootjans, 1975; Kaushik et al. in Lock & Williams, 1981)



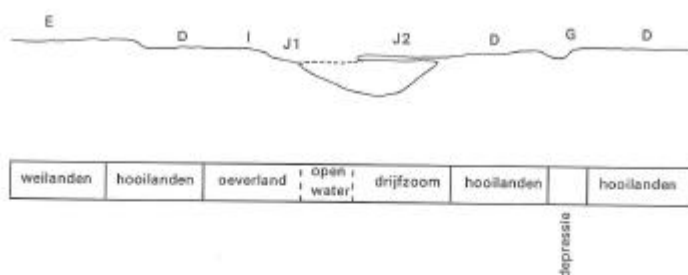
rom 34 traditionele landbouwtechniek als kappen, maaien en afvoeren, branden, plaggen, begrazen ...

Hoewel ze beide technisch zijn van aard, zijn cultuurtechniek en natuurtechniek in hoge mate tegenstrijdig, wat betreft de gevolgen van de ingrepen op de diversiteit van natuur en landschap. Eén en ander wordt verduidelijkt aan de hand van figuur 26 (Rombaut et al., 1982). Van de verschillende vegetatietypen die voorkomen in het ruilverkavelingsblok Meerdonk (typen C tot M) werden aan de hand van de indicatorlijsten van Ellenberg de stikstofgetallen en vochtgetallen berekend. Figuur 27 welke het verband aangeeft tussen beide getallen, is uitstekend geschikt om de invloed van natuurtechniek en cultuurtechniek te visualiseren.

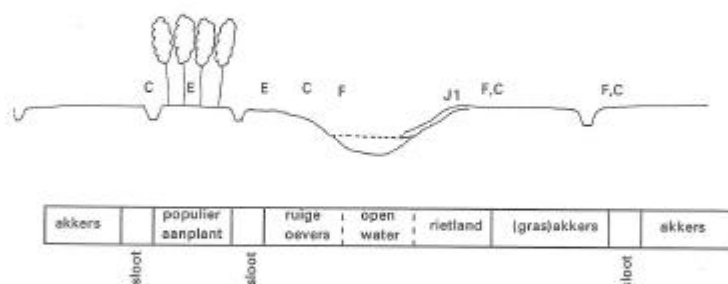
De volle pijlen duiden de verschuivingen aan welke binnen het studiegebied tussen de verschillende vegetatietypen gebeuren ten gevolge van cultuurtechnische beheersmaatregelen, waardoor intensievere landbouw (in ruimte en tijd) wordt mogelijk gemaakt. *Verdroging* (drainage, peilverlaging oppervlaktewater ...) en *eutrofiëring* ((kunst)mest ...) zijn de belangrijkste kenmerken van de gevolgen van deze maatregelen. Daarnaast zijn er nog andere nivellerende invloeden in het gebied aanwezig als b.v. waterverontreiniging en onberedeneerde recreatievormen. Alle samen verschuiven zij de vegetatietypen naar rechts/onder in figuur 27. De streepijlen duiden de verschuivingen aan welke binnen het gebied aantoonbaar zijn ten gevolge van natuurtechnische beheersmaatregelen in enkele (kleine) natuurreservaten. *Nat houden* en *verschraling* (maaien en afvoeren ...) zijn de belangrijkste kenmerken en gevolgen van deze maatregelen. Ze verschuiven de vegetatietypen naar links/boven in figuur 27.

Figuur 26: Saleghemkreek te Meerdonk (St. Gillis Waas O.VI) vóór en na peilverlaging. (uit Rombaut et. al., 1982)

Vóór peilverlaging



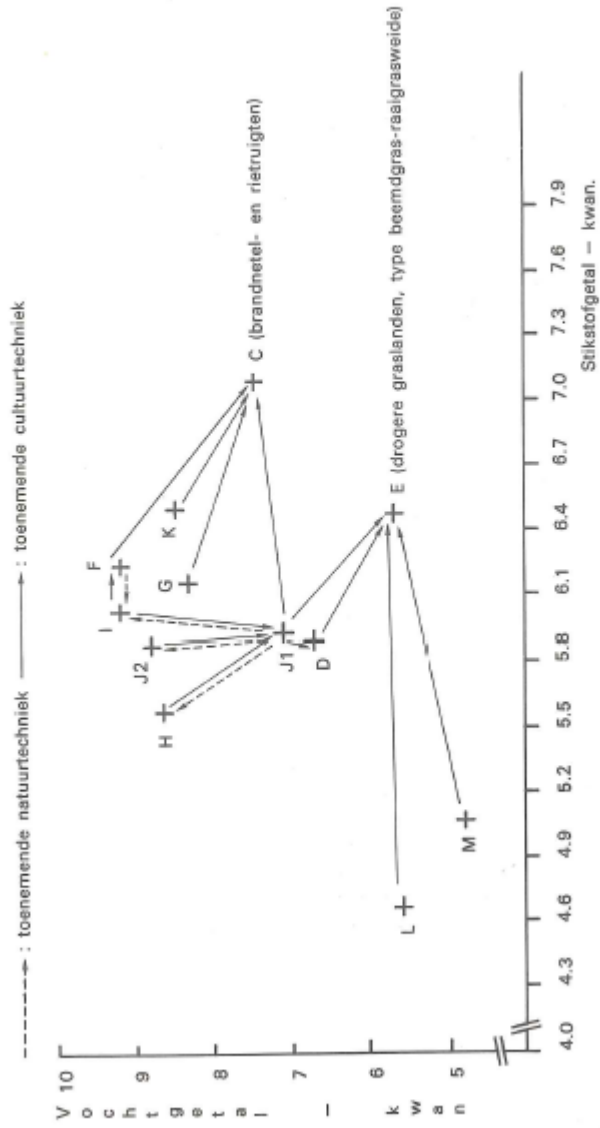
Na peilverlaging



Vermelde vegetatietypen:

- C. Vochtige brandnetelruigten en rietruigten
- D. Soortenrijke vochtige graslanden (hooiland)
- E. Soortenarme drogere graslanden (grasweide)
- F. Verruigde natte rietvegetaties
- G. Waterplanten- en oevervegetaties
- I. Oeverland met veel hooilandsoorten
- J1. Soortenrijke rietlanden (niet drijvend)
- J2. Varenrijke rietlanden en veenmosrietlanden (drijfzomen)

Figuur 27: Ruilverkaveling Meerdonk, uit Rombaut et. al. 1982  
 Actuele invloed van cultuurtechniek en natuurtechniek op de vegetatietypen

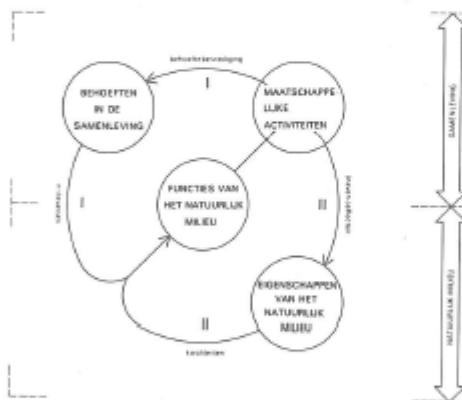


## 3.1. Inleiding

De studie 'Naar een globaal oecologisch model (GEM) voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland' (Van Der Maarel & Dauvellier 1978), beschrijft de wisselwerking tussen de samenleving en het natuurlijk milieu.

Daarin worden twee hoofdrelaties onderscheiden: de bevrediging van behoeften uit de samenleving met behulp van de eigenschappen van het natuurlijk milieu (I); de beïnvloeding van het natuurlijk milieu door maatschappelijke activiteiten en de (neven)effecten daarvan op de mogelijkheden van het natuurlijk milieu om bepaalde behoeften te bevredigen (II). In figuur 28 worden deze hoofdrelaties schematisch voorgesteld.

Figuur 28: Hoofdrelaties in de wisselwerking tussen samenleving en natuurlijk milieu (uit Van Der Maarel & Dauvellier, 1978)



## 3.1.1. Functies van het natuurlijk milieu

De eerste hoofdrelatie tussen natuurlijk milieu en samenleving wordt in het GEM uitgewerkt in de beschrijving van de functies die het natuurlijk milieu voor de samenleving vervult. Onder meer ook bij Westhoff (1971 a,b) en Ehrlich, P&A, (1982) wordt op de functies van de natuur ingegaan.

Zo levert het natuurlijk milieu de samenleving bijvoorbeeld drinkwater, vis, zuurstofgas, bodems en materialen geschikt voor woningbouw ... Deze functies van het natuurlijk milieu worden als *draag- en produktiefuncties* aangeduid.

Het natuurlijk milieu verschaft ook informatie aan de samenleving. Bio-indicatoren hebben een belangrijke signaalfunctie; informatie wordt ook gebruikt voor onderzoeks- en educatieve aspecten. Alle samen worden deze functies van de natuur als *informatiefuncties* aangeduid.

Tenslotte gaat er een belangrijke regulerende werking uit van het natuurlijk milieu. Op deze *regulerende eigenschappen* wordt trouwens in verband met milieutechniek steeds meer een beroep gedaan (waterzuivering, bodemfixatie, ...). Ten aanzien van de biotische regulatiefunctie is echter nog veel fundamenteel onderzoek nodig, met name betreffende de relatie complexiteit-stabiliteit van levensgemeenschappen. De onzekerheden hierover pleiten voor grote voorzichtigheid inzake het opruimen van complexe oecosystemen (evenaarswouden ...).

In figuur 29 wordt een overzicht van de diverse functies van het natuurlijk milieu gegeven.

*Figuur 29: overzicht van de functies van het natuurlijk milieu (uit Van Der Maarel & Dauvellier, 1978)*

#### HOOFDGROEP PRODUKTIEFUNCTIES

##### *Groep 1: Abiotische produktiefuncties*

- leverantie van kosmische energie
- leverantie van materie uit de atmosfeer
- leverantie van water
- produktie van delfstoffen op grotere diepte
- produktie van delfstoffen aan de oppervlakte

##### *Groep 2: Biotische produktiefuncties*

- leverantie van biomassa in het water
- leverantie van biomassa op het land

##### *Groep 3: Agrarische produktiefuncties*

- vis-, oester- en mosselcultuur
- landbouw
- bosbouw

#### HOOFDGROEP DRAAGFUNCTIES

##### *Groep 4: Draagfuncties voor urbaan-industriële activiteiten*

- draagfunctie voor het urbaan subsysteem
- draagfunctie voor communicatielijnen
- draagfunctie voor openbare nutsvoorzieningen

##### *Groep 5: Draagfuncties voor rurale activiteiten*

- draagfunctie voor waterkeringen en waterbeheersingswerken
- draagfunctie voor defensiewerken en militaire oefeningen

##### *Groep 6: Draagfuncties voor opvang van afval (opvangfuncties)*

- opvang voor stort van afval
- opvangfunctie voor lozing van afval

*Groep 7: Draagfuncties voor recreatievoorzieningen en recreatieactiviteiten (recreatiefuncties)*

- dragen van substraatgebonden recreatie
- dragen van landschapsrecreatie

rom 39

#### HOOFDGROEP INFORMATIEFUNCTIES

*Groep 8: Informatiegebruiksfuncties*

- oriëntatiefunctie
- onderzoeksfunctie
- educatiefunctie
- signaalfunctie

*Groep 9: Informatiereservoirfuncties*

- abiotisch reservoir
- biotisch reservoir

#### HOOFDGROEP REGULATIEFUNCTIES

*Groep 10: Zuiveringsfuncties*

- geluidsabsorptie
- filtratie van stof
- biologische reiniging

*Groep 11: Stabiliseringsfuncties*

- bescherming tegen kosmische straling
- klimaatregulatie
- waterretentie
- bodemretentie
- biotische regulatie

#### 3.1.2. Oecologische evaluatie

Er is een verspreid misverstand bij planners, als zou oecologische evaluatie enkel het identificeren van sites met een waarde voor het natuurbehoud en het evalueren van die natuurwaarde, omvatten (vgl. Edington & Edington, 1977); het bepalen van de geschiktheid van de ruimte voor het natuurbehoud dus. De oecoloog kan echter, zoals hoger gesteld, een belangrijke bijdrage leveren bij het bepalen van de geschiktheid van het natuurlijk milieu voor andere functies. Afhankelijk van de vraagstelling en van de te onderzoeken functie, zal het basisonderzoek in het natuurlijk milieu dat noodzakelijk is – de zogenaamde *milieukartering* – verschillend moeten opgezet worden.

Oecologische evaluatie wordt dan beschouwd als een techniek ter bepaling van de mate waarin de functies van het natuurlijk milieu worden vervuld. Voor elke functie kan aldus een vermogen of geschiktheid worden vastgesteld van een gekarteerd gebied. Voorlopig beperkt de bijdrage vanuit de oecologie zich quasi volledig tot een schatting van de natuurfuncties, dus van het informatie- en regulatievermogen.

Oecologen zijn er mijns inziens in belangrijke mate zelf schuldig aan, dat *oecologie* door planners vaak met *natuurbehoud* wordt verward.

Voorgaande bedenkingen kunnen worden geïllustreerd met volgend voorbeeld: de biologische waarderingskaart van België wordt gemaakt ten behoeve van de sector natuurbehoud, en is bijvoorbeeld wel geschikt om bij het bepalen van prioritair op te richten natuurreservaten te worden gebruikt (zie ook De Blust et al., 1985: 56). Deze kaart laat dus *niet* toe de geschiktheid van het natuurlijk milieu voor andere functies te bepalen (zoals wegeaanleg, recreatie ...). Datzelfde geldt ook voor de overzichtskaart van de ecologische betekenis van het natuurlijk milieu in Nederland (1:200.000 Kalkhoven, et al. 1975).

### 3.1.3. *Oecologische interactie-analyse*

De tweede hoofdrelatie tussen het natuurlijk milieu en de samenleving wordt in het GEM uitgewerkt in de zogenaamde interactie-analyse.

Vaak oefenen de produktie- en draagfuncties van het natuurlijk milieu (bijvoorbeeld het opvangen van verontreinigd afvalwater) een negatieve invloed uit op de regulatie- en informatiefuncties (bijvoorbeeld het verdwijnen van organismen die precies zorgen voor de 'zelfreiniging van water').

Neveneffecten van de ene functie kunnen zo de behoeftenbevrediging via een andere functie van het natuurlijk milieu onmogelijk maken. Dergelijke ruimtelijke onverenigbaarheden kunnen na de interactie-analyse (via het opmaken van *kwetsbaarheidskaarten*) aan het licht komen. De meeste onderdelen van deze werkwijze kunnen nog weinig exact en gedetailleerd worden uitgevoerd. De methodologie is nog volop in ontwikkeling en zal verder besproken worden.

### 3.1.4. *Maatschappelijke evaluatie*

Voortdurend blijkt echter dat vanuit de oecologie niet of zeer weinig randvoorwaarden aan maatschappelijke ontwikkelingen kunnen worden gesteld. Naast een oecologische interactie-analyse (zo ze al gebeurt) moet steeds een maatschappelijke afweging van doelstellingen en belangen plaatsvinden. Deze afweging is een politiek keuzeprocess en kan niet vanuit de oecologie geschieden. Wel kan de oecologische informatie een meer verantwoorde belangenafweging bevorderen. Helaas blijken sectoriële belangen van belangengroepen het te halen op facetbelangen. Bovendien is het oecologisch facet zelfs bij ruimtelijke planners (nog) niet als dusdanig geaccepteerd.



### 3.2.1. Inleiding

De milieukartering (bijna steeds milieuwaardering) vindt in Vlaanderen, zoals elders, haar oorsprong in acties van biologen en milieugroepen tegen bepaalde plannen, die de natuurwaarde van een gebied dreigden aan te tasten. Steeds werd daarbij getracht aan te tonen hoe waardevol een gebied was in vergelijking met andere gebieden, steeds in de hoop daardoor het terrein te kunnen vrijwaren van de ingreep (zie ook Burggraaff et al., 1979). Jarenlang bleven oecologen aandringen op de inbreng van landschapsoecologische adviezen in het overheidsbeleid, en werden zelfs op eigen initiatief oecologische kaarten gemaakt (zie b.v. Kuyken, 1977). Vooral bij het opmaken van de gewestplannen werd het ontbreken van een systematische kartering van wat in ons land nog rest aan natuurgebieden en natuurelementen als een zeer grote tekortkoming ervaren. In 1978 werd dan door de overheid (de minister voor volksgezondheid en het gezin) een BTK-project opgestart met als doelstellingen:

- een kartering van heel België met uniforme kaarteenheden;
- een evaluering van de geïnventariseerde gebieden.

Een wetenschappelijke stuurgroep werd opgericht en in april 1979 werd een definitieve lijst van karteringseenheden opgesteld (Noirfalise, Stieperaere en Van Hecke, 1979). In principe laat deze lijst van kaarteenheden toe milieukartering op een wetenschappelijke, formeel logische en reproduceerbare manier uit te voeren. Milieukartering is een objectieve activiteit.

Biologische waardering daarentegen (vooral doorgevoerd op vraag van de ruimtelijke planning) is het toepassen van de kennis opgedaan bij het karteren, in functie van de vraagstelling en dus steeds waardegebonden. Redelijk meetbare parameters (of berekenbaar) zoals de zeldzaamheid, soortenrijkdom, vervangbaarheid, kwetsbaarheid, uitgestrektheid en ouderdom van de kaarteenheden kunnen de subjectiviteit van de waardering in hoge mate objectiveren (Hublé, 1981). Helaas ontbrak de kennis, de mankracht en de tijd om dit waarderingsaspect strikt wetenschappelijk op te zetten. Na veelvuldige discussies over het waarden werd gekozen voor een waardering in functie van het *natuurbehoud* en een indeling in drie waardeklassen aanvaard (zie De Blust et al., 1985).

### 3.2.2. Bespreking van de gebruikte kaarteenheden

Er werd geopteerd voor een kartering op voornamelijk vegetatiekundige basis. Na voorstudie en terreinbezoek werden de kaarteenheden ingetekend op basiskaarten van het NGI (1:25.000).

Al deze gegevens werden door de karteringscentra verwerkt en geëvalueerd, waarna de definitieve kaarten, met symbolen en waardekleuren werden samengesteld. Het coördinatiecentrum stond in voor de publikatie.

Iedere kaarteenheid wordt aangegeven door 2 letters. De eerste hoofdletter bepaalt het hoofdtype. Zo staat C voor heiden. Een tweede letter geeft daarbinnen een meer nauwkeurige typering. Zo staat Cg voor droge struikheidevegetatie. En derde letter werd soms gebruikt om varianten te onderscheiden. In totaal werden 161 verschillende eenheden onderscheiden (Dupae & Heirman, 1986).

Onder 3.3.2. zullen een aantal van deze kaarteenheden nader worden besproken.

Er zal dan blijken hoe moeilijk de interpretatie van de biologische kaart van België is, en hoe slechts oecologen met zeer grote veldbiologische en natuurtechnische kennis alle nuances uit de kaart kunnen afleiden.

### 3.2.3. *Bespreking van de gebruikte waarderingsmethode*

Hoewel het uitspreken van een waarde-oordeel over de natuur al sedert het begin van de jaren zeventig een bron van hoogoplopende discussies is geweest – biologen bepalen precies welke landschappen kapot mogen (zie publikaties werkgroep kritische biologie Nederland) – wenste de opdrachtgevende overheid nadrukkelijk een *waarderingskaart*.

Dit was een uiterst moeilijke opdracht. Temeer omdat bij het opmaken van de karteringseenheden vegetatiekundige en (geo)morfologische criteria door elkaar zijn gebruikt. De vegetatie op taluds (Kt), dijken (Kd) en in groeven (Kc) kan onderling erg verschillend zijn. Dit levert problemen op bij de evaluatie (zie ook Dupae & Heirman, 1986).

Een beperkte werkgroep (de heren Noirfallise, Stieperaere en Van Hecke) hebben de waarde van de kaarteenheden bepaald aan de hand van vier criteria:

- *zeldzaamheid* geeft de frekwentie weer van het voorkomen van de kaarteenheid in België;
- *biologische kwaliteit* houdt rekening met diversiteit van fauna en flora, voorkomen van zeldzame soorten en het belang als refugium;
- *algemene kwetsbaarheid* geeft de gevoeligheid weer van een kaarteenheid voor menselijke activiteiten: betreden, vervuiling ...
- *vervangbaarheid* drukt de mogelijkheid uit de kaarteenheid te creëren rekening houdend met de tijd die nodig is om een vergelijkbaar oecologisch niveau te bereiken.

Uit deze vier cijfers werd een globaal waarderingscijfer afgeleid voor elke kaarteenheid. Het is de persoonlijke veldkennis van de leden van de werkgroep die tot de waarderingscijfers heeft geleid. Er bestaan namelijk geen kwantitatieve gegevens terzake, behalve voor wat de zeldzaamheid betreft van de planten (Stieperaere & Franssen, 1982). De waardering is derhalve een compromis tussen pragmatisme en wetenschap.

Door de stuurgroep werd nadrukkelijk gekozen voor een waardering in functie van het *natuurbehoud*, de biologische waarderingskaart is dus een geschiktheidskaart voor het natuurbehoud.

De voornaamste wetenschappelijke kritiek op de waarderingsmethode is dat ze niet zonder meer reproduceerbaar is. Schijnobjectiviteit zeggen de tegenstanders. De voorstanders hebben het erover dat het beter is als deskundige zelf een oordeel uit te spreken dan dat aan de gebruiker over te laten en zij achten het nuttig gebruik van de kaarten belangrijker dan het eventueel misbruik ervan.

#### 3.2.4. *Samenvatting van de belangrijkste kenmerken van de biologische waarderingskaart van België (naar De Blust et al., 1985, zie figuur 30)*

1. De biologische waarderingskaart (kaarten op schaal 1:25.000 en één bijzondere verklarende tekst per kaartenset) werd gemaakt ten behoeve van het natuurbehoud in het kader van het ruimtelijk beleid. Het is in eerste instantie een inventarisatiekaart en pas in tweede instantie een evaluatiekaart.
2. De verzamelde informatie heeft voornamelijk betrekking op de vegetatie. De vegetatie integreert namelijk abiotische factoren (reliëf, klimaat ...) en anderzijds de menselijke beïnvloeding. Visueel-ruimtelijke en cultuurhistorische eigenschappen van de landschappen werden niet betrokken bij het onderzoek.
3. De kaarten geven het ruimtelijk voorkomen van de kaarteenheden weer. Tevens werden gebieden met belangrijke fauna-elementen aangegeven. Daarbij kwam vooral de avifauna in aanmerking, voor zover bekend en niet systematisch.
4. De landschapselementen worden meestal afzonderlijk op de kaarten ingetekend indien hun oppervlakte groter is dan 0,25 ha. De puntvormige en lijnvormige elementen worden meestal niet afzonderlijk ingetekend, vaak bevat de bijzonder verklarende tekst wel informatie over de kwaliteit ervan.
5. Van elke kaarteenheid werd ook de biologische waarde voor het natuurbehoud bepaald en ingekleurd. Donkergroen staat voor biologisch zeer waardevolle eenheden, lichtgroen voor biologisch waardevolle eenheden. Minder waardevolle gebieden bleven blanco. Bijgevolg kan de kaart als een *signaalkaart* beschouwd worden.



De biologische waarderingskaart geeft geen rechtstreekse aanduiding omtrent de draagkracht en de geschiktheid van terreinen voor menselijke activiteiten.

6. Bij de waardering wordt uitsluitend met *actuele* biologische waarden rekening gehouden en niet met de maatschappelijke betekenis die aan het natuurlijk milieu wordt gehecht. Gebieden met een hoge *potentiële* waarde voor het natuurbehoud werden evenmin op de kaarten aangegeven. Blanco gebieden zijn dus niet planologisch vogelvrij.
7. De inventarisatie was een momentopname, meestal gesitueerd tussen 1979 en 1981. Vele kaarten zijn derhalve reeds deels verouderd.
8. De kaarten houden geen rekening met horizontale landschaps-oecologische relaties. Dit is een zeer fundamentele kritiek die rechtstreeks met de bruikbaarheid ervan ten behoeve van de ruimtelijke planning te maken heeft. Hierna gaan we daar dieper op in.

### 3.3. De biologische waarderingskaart van België versus landschaps-oecologie en horizontale relaties

Er zijn twee belangrijke onvolkomenheden aan de biologische waarderingskaart van België, met zeer belangrijke repercussies op het gebruik dat de ruimtelijke planning van deze kaarten kan maken:

- op de biologische waarderingskaart werd te weinig aandacht geschonken aan de *oecologische infrastructuur*, met name in de cultuurlandschappen;
- *horizontale relaties* ontbreken op de kaart, waardoor de ruimtelijke interactie-analyse niet van de biologische waarderingskaart af mogelijk is.

#### 3.3.1. Oecologische infrastructuur en ruimtelijke planning

Met oecologische infrastructuur wordt bedoeld het geheel aan verbindingsmogelijkheden tussen natuurgebieden, dienstig voor de verplaatsing (migraties) van planten en dieren (Jongman, 1983). De laatste jaren wordt er veel onderzoek verricht naar de betekenis van lijnvormige landschapselementen bij het tegengaan van de steeds sterkere isolatie van natuurterreinen. Daarbij is een belangrijke vraag of dergelijke 'lijnen in het landschap' kunnen dienst doen als *corridor* bij de verbreiding van plant- en diersoorten. Voor o.a. loopkevers wijst onderzoek van Nelemans (1979) en Saris (1984) wel degelijk in deze richting: houtsingels en houtwallen bevatten namelijk een reservoir aan bossoorten en kunnen dus van belang zijn om nabij gelegen bossen te bevoorraden. Saris (1984) noemt ook onderzoek aan koolmezen

rom 46 (Krebs, 1971) en aan winterkoningen (Williamson, 1969) wat in dezelfde richting wijst: *ruimtelijke isolatie van natuurterreinen (oecologische eilanden) wordt versterkt wanneer er geen sub-optimale milieus (corridors-stepping stones) in de onherbergzame tussenruimte aanwezig zijn*. Met andere woorden: je kan een natuurgebied onmogelijk losmaken van de omliggende (vaak landbouw)gebieden. Het behoud van voldoende 'oecologische infrastructuur' tussen de natuurterreinen is onmisbaar. In dit verband hanteren diverse onderzoekers de eilandentheorie van Mac Arthur & Wilson (1967) (zie b.v. WLO-mededelingen 10, 1983). In het kader van deze bijdrage kan echter op die interessante beschouwingen niet worden ingegaan.

Het belang van een voldoende grote uitwisseling van organismen tussen de natuurterreinen is groot: alleen door migrerende individuen blijft er voldoende uitwisseling van erfelijk materiaal tussen diverse gescheiden populaties bestaan. Het is bekend dat genetische isolatie van een te kleine populatie vaak leidt tot degeneratieverschijnselen en uitsterven van de soort, ook als alle milieuvorwaarden vervuld zijn.

Overigens hebben lijnvormige elementen als heggen, houtkanten, bomenrijen, taluds en holle wegen ook een zeer duidelijke erosiebestrijdende functie, met name in de reliëfrijke leemstreek (zie o.a. De Ploey, 1985; Schouten et al., 1985; Eollinne, 1977).

Tijdgebrek en de gebruikte kaartschaal (1:25.000) hebben gemaakt dat de biologische waarderingskaart nauwelijks aandacht kon hebben voor de oecologische infrastructuur. Zo bestaat er voor *waterlopen* (sloten, beken ...) zelfs geen typologie, omdat ze niet werden gekarteerd. De opdrachtgever meende een overlapping te zien met de kaart die de kwaliteit van het oppervlaktewater in België weergeeft (IHE, 1985).

Bomenrijen dienden vaak in complex te worden aangeduid met hun omgeving. Zo duidt Hp + Kb (s,p) op een complex van grasweiden met engels raaigras en witte klaver + veel bomenrijen met in hoofdzaak populieren en wilgen.

Over de biologische kwaliteit van de bomenrij, de ondergroei ... wordt niets gezegd. Dezelfde schaalproblemen lieten ook niet altijd toe om veedrinkputten (Kn), houtkanten (Kh), holle wegen (Kw) en vele andere punt-of lijnvormige landschapselementen afzonderlijk in te tekenen en te waarderen.

Veel voor de landschapsoecologie erg relevante informatie is door dit schaalprobleem verloren gegaan; men was gedwongen complexen van karteringseenheden te hanteren. De waarde van het complex wordt evenwel door de hoogst aanwezige waarde bepaald. Er was bovendien niet alleen een kartografische generalisatie; de karteringseenheden zelf zijn inhoudelijke generalisaties. Belangrijk

### 3.3.2. *Horizontale relaties*

In deze paragraaf zullen we ingaan op een tweede belangrijke onvolkomenheid van de biologische waarderingskaart van België met betrekking tot de ruimtelijke planning. Iedere kaarteenheden die werd onderscheiden werd immers *individueel* gewaardeerd, zonder rekening te houden met de omgeving. De ruimtelijke interacties, de horizontale relaties met de omgeving werden niet in rekening gebracht. Aan de hand van een aantal voorbeelden zullen we aangeven dat dit voor de ruimtelijke planning zeer sterke beperkingen stelt aan het gebruik van de biologische kaart. Wat het beheer van natuurreservaten betreft dient vooraf nog het onderscheid tussen inwendig (intern) en uitwendig (extern) beheer te worden verduidelijkt. *Inwendig* natuurbeheer wordt gevoerd binnen het reservaat met als doel gewenste toestanden te bereiken en in stand te houden (b.v. maaien, kappen, niets doen,...). Vaak heeft dit inwendig beheer weinig zin, als niet door *uitwendige* beheersmaatregelen ervoor gezorgd wordt, dat ongewenste invloeden van buitenaf tegengegaan worden. Vos et al. (1982) stellen dat 'het creëren van een natuurreservaat niet zonder meer een garantie vormt voor het behoud van de aanwezige kwaliteit, als de omgeving een oncontroleerbare negatieve invloed uitoefent.' Het is precies op deze externe beïnvloeding dat de ruimtelijke planning invloed heeft. Het probleem is nu dat de gewenste inrichting en beheer van 'blanco' terreinen omheen 'groengekleurde' terreinen niet rechtstreeks van de biologische waarderingskaart van België is af te lezen. Dit komt omdat met horizontale landschapsoecologische relaties geen rekening (kon) werd (worden) gehouden bij het opmaken van de kaart.

Voor alle duidelijkheid: we spreken van een landschapsoecologische relatie tussen twee gebieden, wanneer de oecologische hoedanigheden van het ene gebied (mede) bepaald worden door die van het andere gebied en/of omgekeerd. In het algemeen is er in dit geval sprake van een ruimtelijke uitwisseling van materie, energie en/of organismen. Ook wanneer er in het geheel geen uitwisseling is, maar een bepaald gebied zijn hoedanigheden dankt aan het ontbreken hiervan (isolatie), kunnen we echter van een relatietype spreken (Vos et al., 1982).

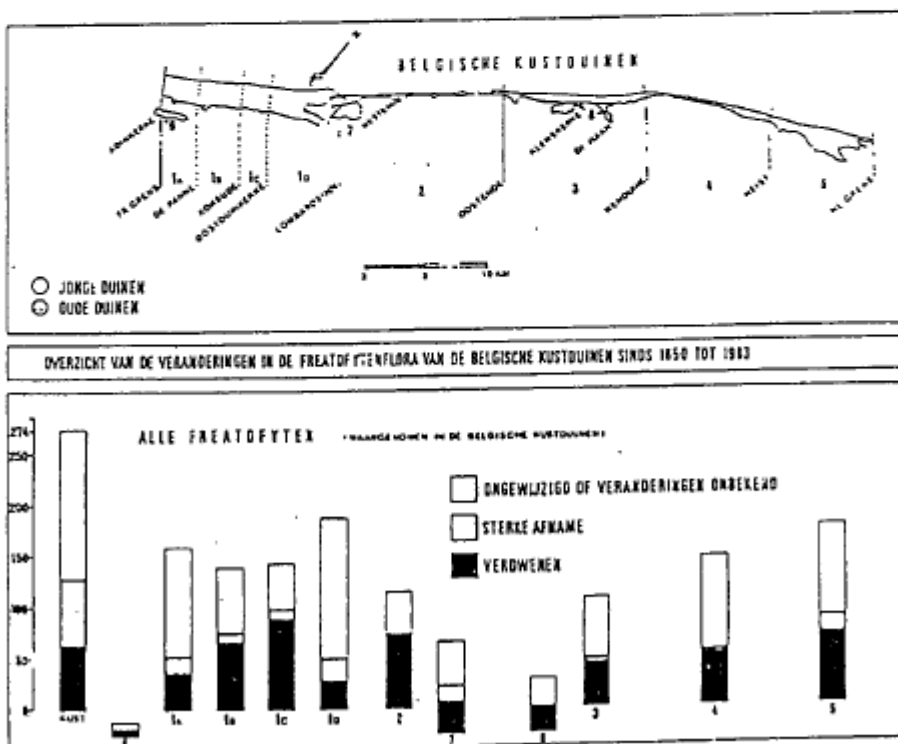
Hierna volgen een aantal voorbeelden van terreinen die voor hun voortbestaan vaak extreem afhankelijk zijn van wat er *in de omgeving* gebeurt. Inwendig beheer van duinen, vennen ... is zinloos als niet eerst onverenigbare bestemmingen uit de omgeving worden geweerd (ruimtelijke planning dus).

a. Duinen

De meest spectaculaire duinvegetaties komen voor in vochtige duinpannen en langs duinplassen. Parnassia, knobbies, teer guichelheil en diverse orchideeën vinden er een optimale groeiplaats. Vochtige duinpannen worden echter zeer zeldzaam door *waterwinning* in de duinen.

Freatofyten zijn planten die van een hoge grondwaterstand afhankelijk zijn (Londo, 1975). In 1983 verrichten De Raeye et. al. een onderzoek naar de historische en de huidige verspreiding van de freatofyten in de Belgische duinen (Anoniem, 1984). In dit onderzoek werden 274 soorten hogere planten en varens betrokken. Het blijkt dat er van de 274 soorten 62 volledig uit de duinen verdwenen, 69 andere zijn zeer sterk achteruitgegaan (17 daarvan in die mate dat zij wellicht thans reeds verdwenen zijn). De situatie is alarmerend voor de hele Belgische kust (figuur 31).

Figuur 31 (uit Anoniem, 1984)





Het is duidelijk dat een bestemming waterwinningsgebied vlak naast een bestemming natuurreservaat in de duinen onverenigbaar is. Dergelijke situatie treft men bijvoorbeeld aan nabij het Staatsnatuurreservaat (De Westhoeve) te De Panne. De spectaculaire achteruitgang van de vaatplantenflora, zelfs uit het natuurreservaat is meteen verklaard en kan door inwendig natuurbeheer niet worden tegengegaan. Een betere ruimtelijke planning (en uiteraard ook de uitvoering ervan) in de omgeving van het reservaat is de enige mogelijkheid om de achteruitgang binnen het reservaat te keren. Voor het heidereservaat 'De Kampina' (Nederland) komen Boezeman en Vos (1982) tot gelijklopende vaststellingen t.a.v. waterwinning; ook in de Kalmthoutse heide geldt dezelfde problematiek (Anoniem, 1984).

#### b. Slikken en schorren

Slikken en schorren zijn in België zeldzaam. De meeste terreinen genieten enige vorm van bescherming (Ijzermunding, Het Zwin, Doel, Lillo).

Twee belangrijke horizontale relaties ontsnappen echter aan de verantwoordelijkheid van de beheerder:

- de *waterkwaliteit* van de Zee (Schelde) die iedere dag twee keer het gebied overstroomt;
- het behoud van voldoende oppervlakten kleinschalig gevarieerd polderland in de onmiddellijke omgeving. Bij vloed maken de vaak duizenden steltlopers en watervogels van dergelijke *hoogwatervluchtplaatsen* gebruik om te rusten tot de slikplaten bij volgende eb weer vrijkomen om voedsel te zoeken (figuur 32).

#### c. Vogeltrek

Horizontale relaties spelen vaak op zeer grote schaal een belangrijke rol. Zo overwinteren in Nederlandse en Vlaamse polders (Damme) zeer belangrijke concentraties ganzensoorten die in Noord-Europa (Spitsbergen, Nova Zembla ...) broeden. Het behoud van een voldoende areaal ongestoord nat kleinschalig gevarieerd poldergrasland is voor deze soorten van levensbelang (zie b.v. Van Gompel, 1983; Kuyken, 1984).

#### d. Laagvenen en hoogvenen

Voor de vorming van veen is het essentieel dat in een verlandende plas de pakketten organisch materiaal door gebrek aan zuurstofgas niet of slecht worden afgebroken (gemineraliseerd) door aërobe bacteriën. Door anaërobe afbraak via gistingsprocessen ontstaat dan een stinkende, zwarte, reducerende brei (= sapropelium). Bovendien zetten anaërobe denitrificerende bacteria nitraatstikstof ( $\text{NO}_3^-$ ) om in voor planten onbruikbare ammoniumstikstof ( $\text{NH}_4^+$ ).

Figuur 32: Relaties, onderhouden door steltlopers in het Deltagebied tussen fourageerplaatsen en hoogwatervluchtplaatsen (Saeijs & Baptist, 1977 in Vos et al., 1982)



Naarmate het verlandingsproces zich verderzet stapelen zich riet en zeggen en later ook broekbossoorten op. De restanten worden nauwelijks afgebroken. Dergelijk slecht afgebroken plantenmateriaal is veen of turf. Door de voortdurende opstapeling van veen wordt de minerale ondergrond onbereikbaar voor planten. Ook door de slechte recyclage van voedingsstoffen uit afgestorven planten en dieren worden mineralen schaars. Nitrofiële planten worden benadeeld en ruimen plaats voor planten uit voedselarmere milieus, zoals sommige veenmossoorten.

De eigenschappen van *veenmossen* dragen in belangrijke mate bij tot de vorming van laagvenen:

- veenmossen hebben geen wortels noch vaatbundels en zijn dus van een met water verzadigd milieu afhankelijk; ze slaan water op in speciale cellen en hebben daardoor een sponswerking;
- veenmossen kunnen in een zeer voedselarme omgeving groeien want voor elk voedselion wat ze opnemen ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ) geven ze  $\text{H}^+$  ionen af aan de omgeving (Beijerinck, 1934); hierdoor verzuren veenmossen actief hun omgeving zodat die steeds meer ongeschikt wordt voor andere plantensoorten;
- veenmossen groeien bovenaan onbeperkt door (tenminste zolang er voldoende water is) en sterven onderaan af; hierdoor hogen ze het organisch materiaal steeds verder op.

Door al deze eigenschappen kan er een echt veenmos-*laagveen* ontstaan dat van een hoge grondwaterstand afhankelijk is, dat onderaan afsterft maar slecht verteert én dat zeer zuur is. Slechts enkele andere platensoorten zijn in staat er te groeien: veenpluis, wollegras, veenbes ... Bomen komen er *niet* in voor, slechts kleine dwergstruikjes vinden in dergelijk veenmoeras een houvast (b.v. dopheide).

Is er voldoende neerslag (meer dan ca. 1000 mm/jaar) om in de zomer het uitdrogen van het veen te voorkomen, dan kan het veenmos blijven doorgroeien boven het grondwaterniveau. Het is van regenwater afhankelijk en heet dan *hoogveen*.

Het is duidelijk geworden dat het woord 'veen' (zoals 'heide') in twee betekenissen kan gebruikt worden. Met veen kan men enerzijds het slecht afgebroken organisch *materiaal* bedoelen, de stof, de turf die kan gewonnen worden om te verbranden. Anderzijds kan men met veen ook het *landschapstype* aanduiden, een boomloze moerassvlakte zoals in de 'Hoge Venen'. Ook in een aantal Kempense natuurgebieden komen hoogveenvegetaties voor.

Het *natuurtechnisch beheer* van veengebieden is grotendeels extern beheer. Dit wil zeggen dat het voorkomen van nefaste invloeden van buiten het gebied, de belangrijkste zorg is van de beheerder. De belangrijkste aspecten daarbij zijn water en armoede aan voedsel.

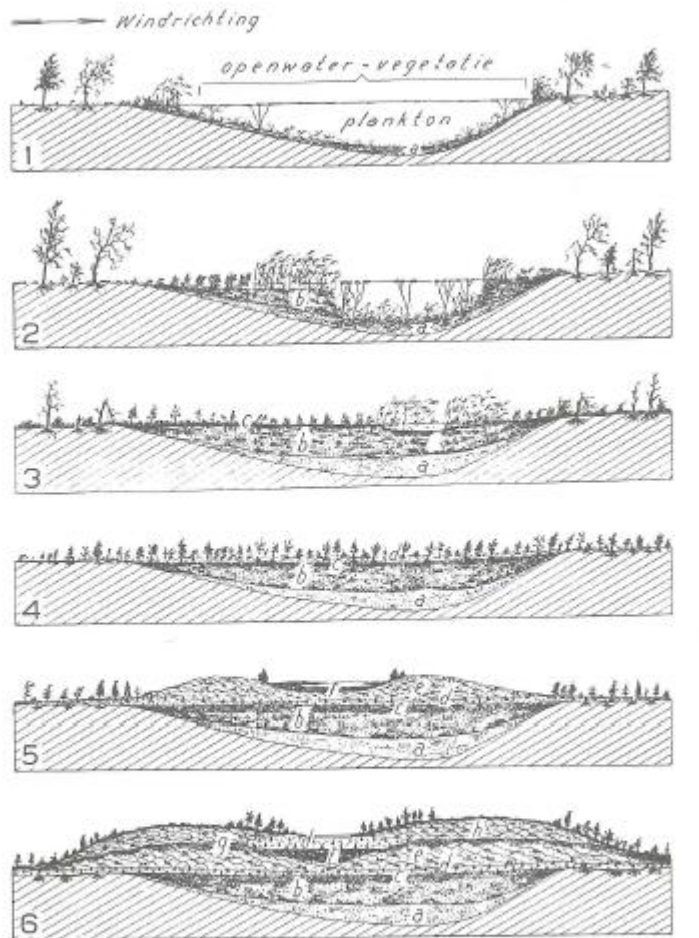
1. Laagveen is moeilijk te ontwateren, daarom werd veen (turf) onder water gewonnen (de zogenaamde natte vervening of uitvening), wat leidde tot het ontstaan van typische legakkerpatronen in het landschap (b.v. Drenthe, NL).

Hoogveen is gemakkelijker te ontwateren, de winning van turf gebeurde in het droge (afvening), zoals in de 'Hoge Venen'. Blijvende ontwatering betekent uiteraard het einde van het veen: door toevoegen van zuurstofgas komt zeer snel de afbraak van de pakketten veen op gang, waarna het veen inzakt (inklinkingsverschijnsel). Dan kan ook boomgroei optreden. Als er dus bomen in het veen staan, is er wat mis met de waterhuishouding. Te grote peilschommelingen zijn ook nefast voor de veenmosgroei; de grassoort pijpestroete kan zich dan onbepert uitbreiden, het veen 'vergrast'.

Overigens is het kleinschalig uitvenen vaak een goede beheersmaatregel voor het behoud van diversiteit.

Zoals gemeld maakt veenontwatering boomgroei mogelijk. In en rond de Hoge Venen zijn tijdens de afgelopen decennia tientallen vierkante kilometer hoogveen na ontwatering met sparren dichtgeplant. Tot in het hartje van de reservaten kunnen sparren uitzaaien: de ontwatering laat zich in organische bodems kilometers ver voelen.

Figuur 33: Vijf stadia in de ontwikkeling van laagveen en hoogveen in de botanische betekenis van deze woorden (postglaciaal veen in Nederland, volgens J. Visscher)



a = bodemveen (Saproelium)  
b = rietveen  
c = zeggeveen  
d = woudveen

e = veenmosveen  
f = saproelium van een hoogveenplas  
g = grenshorizon (heide-, wollegras- en woudveen)  
h = jong veenmosveen

Daardoor is het absoluut onvoldoende veengebieden het statuut natuurreservaat te verlenen zonder dat uitdrukkelijk aandacht wordt geschonken aan 'externe beheersmaatregelen'. Zo stelt Froment (1972) dat drainage ervoor verantwoordelijk is dat slechts 1/10 van het natuurreservaat de 'Hoge venen' min of meer ontsnapte aan verdrogingsverschijnselen, gepaard gaande met degradatie van de veenvegetatie. De auteur houdt in zijn artikel overigens een pleidooi om hieraan snel iets te doen en geeft hiertoe een aantal voorstellen en beheersrichtlijnen. Vele hebben met ruimtelijke planning te maken, omheen het reservaat.

2. Uit de ontstaansschets van veengemeenschappen is voedselarmoede als noodzakelijke voorwaarde gebleken. Gebruik van (kunst)mest in of nabij veengebieden is dus absoluut te mijden. Ook boomgroei té dicht of in venen moet vermeden worden, bladval kan immers voldoende zijn om teveel voedsel aan te brengen.

### 3.3.3. *Inwendig en uitwendig natuurbeheer versus ruimtelijke interactie*

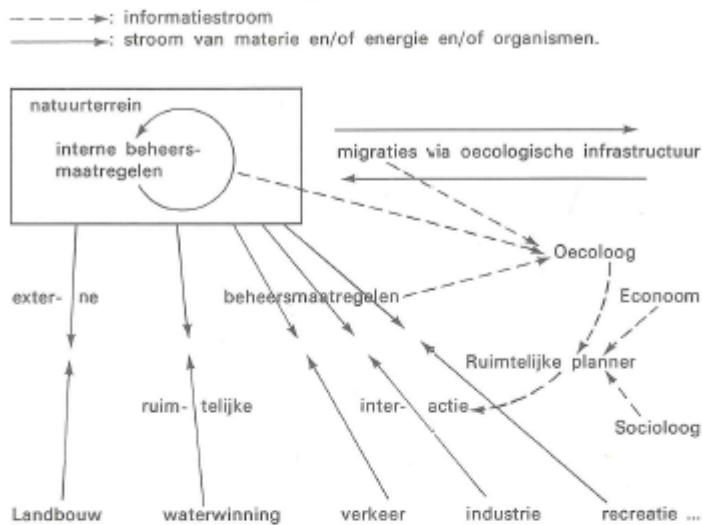
Uit voorgaande voorbeelden is gebleken dat het inwendig natuurtechnisch beheer van natuurterreinen vaak weinig zin heeft, als niet tegelijk uitwendige beheersmaatregelen worden genomen om nefaste invloeden van buitenaf tegen te gaan. Precies hier heeft de oecoloog de ruimtelijke planner nodig: Figuur 34 geeft schematisch aan welke de relatie is tussen beide, met betrekking tot horizontale ruimtelijke interacties.

Verder in deze tekst zal nog nader worden ingegaan op de relatie tussen oecologie en ruimtelijke planning. De conclusie hier is dat ruimtelijke planning veel meer dient te worden gebaseerd op relaties tussen oecosystemen (*chorologisch*) dan enkel op de localisatie van de oecosystemen (*topologisch*) (vgl Forman, 1982). Enkel het laatste is te vinden op de biologische kaart van België.

### 3.3.4. *De ruimtelijke planning en het verweven van functies*

Het voorgaande heeft duidelijk gemaakt dat een strikte planologische scheiding van functies niet wenselijk is vanuit een oecologische invalshoek. Met andere woorden: er moet binnen urbane omgevingen, landbouwgebieden, industrieterreinen... een voldoende arsenaal aan *oecologische infrastructuur* behouden blijven om het functioneren van de als reservaat en natuurgebied bestemde terreinen veilig te stellen. Bovendien is duidelijk dat gebieden die op de biologische waarderingskaart *geen eigen* (topologische) oecologische waarde hebben toch vaak een grote waarde helpen behouden van nabijgelegen (chorologische) terreinen. De voorbeelden onder 3.3.2. hebben dat duidelijk gemaakt voor o.a. duinen, slikken en schorren en venen.

rom 54 *Figuur 34: Een visie op de relaties tussen oecoloog en ruimtelijk planner in het licht van inwendig en uitwendig natuurbeheer.*



Vertalen naar de ruimtelijke planning toe betekent eigenlijk een pleidooi houden voor het *verweven van functies*. In de praktijk van de ruimtelijke ordening is dat tot nu toe evenwel niet realiseerbaar gebleken.

Dat blijkt onder meer uit het effect dat de enkele gecombineerde bestemmingen uit de gewestplannen hebben gehad:

- De landschappelijk waardevolle (agrarische, bos, park ...) gebieden zijn gebieden waarvoor bepaalde beperkingen gelden met het doel het landschap te beschermen of aan landschapsontwikkeling te doen. Handelingen en werken mogen er de *schoonheidswaarde* van het landschap niet in gevaar brengen (KB betreffende de inrichting en de toepassing van de gewestplannen dd. 28 december 1972). Aangeduid met een schuine zwarte arcering.
- Valleigebied (landbouwgebied met oecologische waarde) is een gebied waarin slechts agrarische werken en handelingen mogen worden uitgevoerd die het specifieke natuurlijk milieu voor planten en dieren en de landschappelijke waarde niet schaden (in aanvullende stedenbouwkundige voorschriften bij sommige gewestplannen ingevoerd, b.v. Sint-Niklaas-Lokeren KB 7 november 78). Dit wordt aangeduid met een schuine geel-groene arcering.

Het is duidelijk dat dergelijke vage omschrijvingen niet in staat zijn de nivellerende menselijke invloed te keren. Gewestplannen bleken zelfs niet in staat suburbanisatie te keren (vgl. Abts, 1985). Bovendien is het zo dat de huidige agrarische structuurontwikkeling (ruilverkaveling) resulteert in een *scheiding van functies* tussen enerzijds landbouw en anderzijds de functies recreatie en natuur/ landschap.

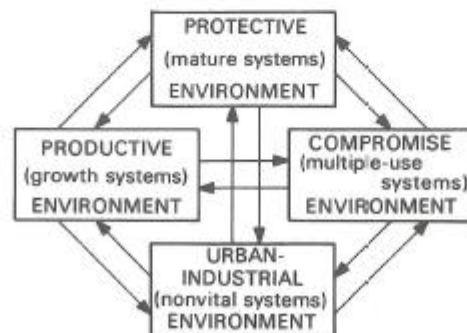
Overigens pleiten ook macro-economische overwegingen ervoor te zoeken (op Europees niveau) naar mogelijkheden van een geïntegreerde landbouw waarbij de werkgelegenheid in de landbouw, de inkomensverdeling en -vorming van de boeren, de vrijwaring van de open ruimte, het behoud van natuur en landschap en de kwaliteit van het geproduceerde voedsel centraal staan (vgl. Abts, 1984).

Ongetwijfeld is deze broodnodige functieverweving de belangrijkste opdracht die de ruimtelijke planning, als coördinerende activiteit, te vervullen heeft. Bij dit belangrijke probleem van ruimtelijke interactie en ruimtelijke verweving is ongetwijfeld het probleem 'wie beheert de landschapsoecologische infrastructuur en wie betaalt daarvoor' het meest acuut. De Europese bergboerenregeling en valleiboerenregeling zijn misschien eerste stappen. Ligt een oplossing misschien in het toepassen van een verlaagde forfaitaire belastingschaal voor gronden die omwille van het natuur- en landschapsbeleid niet in aanmerking komen voor structuurverbetering (Abts, 1984)?

Dit zijn duidelijk aspecten van *maatschappelijke evaluatie* die aan de oecologie ontsnappen.

Opmerkelijk is – niettegenstaande ik hoger stelde voorstander te zijn van *verweving* – dat een aantal oecologen een *compartmenteringsmodel* voorstellen voor de ruimte. Figuur 35 geeft de visie

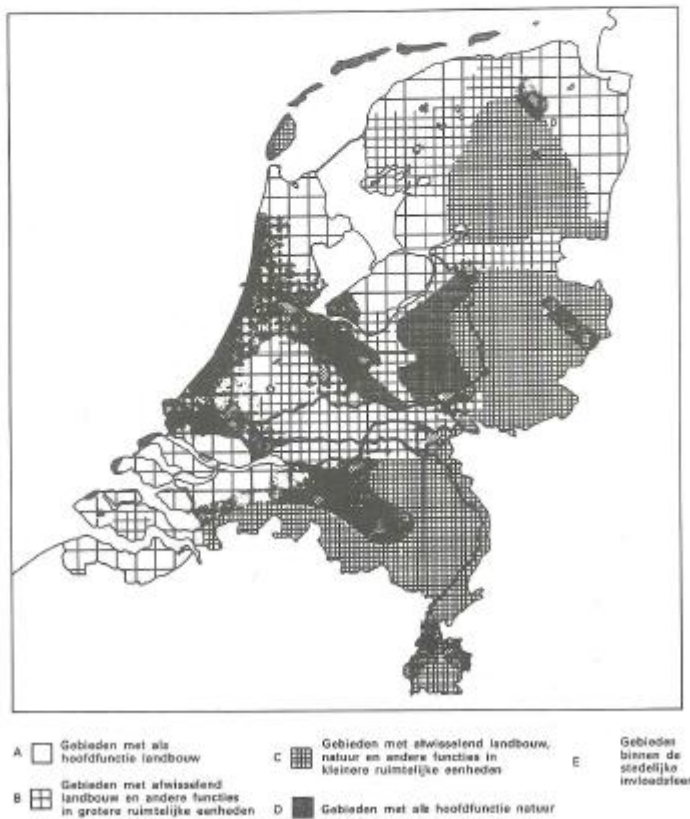
Figuur 35: Naar Odum, 1969



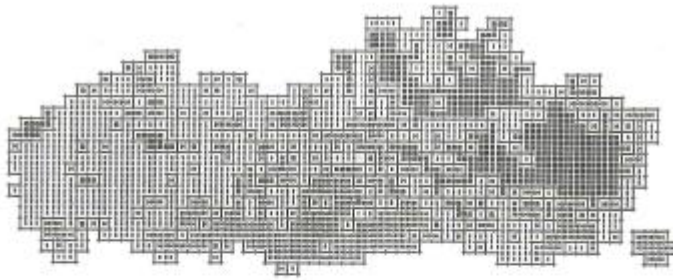
rom 56      terzake van Odum (1969). Bij nader toezien blijkt echter dat ook Odum een 'compromise environment' onderscheidt, verweving dus.

De compartimenteringsideeën hebben ook meegespeeld bij de ontwikkeling van het Globaal Ecologisch Model(GEM) voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland (Van Der Maarel & Dauvellier, 1978). Ook in de structuurschets en de Nota Landelijke gebieden (Anoniem, 1977) worden compartimenten onderscheiden. Opvallend is evenwel dat 2 van de 5 compartimenten (B en C) 'verwevings'compartimenten zijn (figuur 36). Het is in dit verband ook van belang te wijzen op de recente globale beschrijving van de natuur in Vlaanderen voor de ruimtelijke planning door De Baere et al. (1986). Deze auteurs stellen op basis van hun onderzoek naar de aanwezigheid en de aard van de Vlaamse natuur een zonering van Vlaanderen voor in 5 zones (figuur 37).

Figuur 36: (uit Anoniem, 1977)







Voor de ruimtelijke planner is de verleiding groot om uitgaande van figuur 37, ook voor de natuur in Vlaanderen in een compartimentenmodel te gaan denken. De Baere et al. (1986) stellen echter dat een verdere studie naar de landschapsoecologische relaties die binnen de onderscheiden zones bestaan, de voorwaarden voor behoud en ontwikkeling zal duidelijk maken. Ik stelde hoger al meermaals, dat verweving een voorwaarde zal zijn.

Nys (1982) stelt dat het hele compartimentenmodel voor kritiek vatbaar is. Hij stelt dat dit model van Odum bedacht is voor grootschalige ruimten in de Verenigde Staten. In West-Europa worden grote delen van de ruimte gedomineerd door het compromis-compartiment.

A fortiori geldt dat laatste voor Vlaanderen. Overigens is ook in Nederland het recente motto van de Rijksplanologische Dienst: verweving waar mogelijk, scheiding waar nodig (Anoniem, 1986). Tot slot echter blijkt het realiseren van een verwevingsdoelstelling uiterst moeilijk en vaak zelfs nauwelijks bespreekbaar. Mogelijks komt er, met name ten aanzien van het gewenste agrarisch-oecologisch medegebruik, wat 'ruimte' als de inzichten van de Europese Commissie (1985) met betrekking tot de extensivering van de landbouw in Europa (overschotten) in de toekomst gerealiseerd zullen worden.

### 3.3.5. Ruimtelijke interactie-analyse en oecologen

Ruimtelijke impact-analyse en interactie-analyse is een zeer complexe materie. Dat komt omdat maatschappelijke activiteiten zeer verscheiden zijn en ook oecosystemen (milieu) zeer verscheiden en ingewikkeld zijn.

Oecosystemen kunnen daardoor direct én indirect in zeer diverse onderdelen (aspecten, functies) geraakt worden. Vele onderzoekers komen bij analyse van deze problematiek dan ook uit bij complexe impactmatrices van (potentiële) interacties tussen de diverse

(potentiële) maatschappelijke activiteiten en de diverse (delen van) ecosystemen.

Zo komen Clark et al. (in Bradshaw, 1984) tot een matrix van 936 cellen. In 181 cellen daarvan achten zij een directe bijdrage van ecologen nodig (zie figuur 38, de zwarte vlakken).

*Figuur 38:* "The contribution of the ecologist: those cells of a typical impact matrix (that of Clark et al., 1976) which should be the responsibility of ecologists (uit Bradshaw, 1984)

IMPACT FACTORS		CHARACTERISTICS OF THE EXISTING SITUATION	
OPERATIONAL PHASE	Emergencies including hazard		
	Solid wastes	■	
	Aqueous discharges	■	
	Dust		
	Odours from plant		
	Gaseous emissions	■	
	Vibration from plant		
	Noise from plant		
	Population changes	■	
	Gas demand		
	Electricity demand		
	Water demand	■	
	Transport of products	■	
	Transport of employees		
	Transport of raw materials	■	
	Raw material inputs		
	Company expenditure patterns		
	Permanent labour requirements		
	Site utilization	■	
	CONSTRUCTION PHASE	Emergencies including hazards	
Solid waste disposal		■	
Aqueous discharges		■	
Dust			
Odours			
Particulate emissions		■	
Gaseous emissions		■	
Vibration from plant			
Noise from plant			
Population changes		■	
Gas demand			
Electricity demand			
Water demand		■	
Transport of employees			
Transport of raw materials		■	
Raw material inputs			
Company expenditure patterns			
Labour requirements			
Site utilization		■	
Land requirements		■	
		Land	
		Water	
		Climate	
		Land use	
		Landscape quality	
		Ecological characteristics	
		Resident population	
		Tourist population	
		Employment structure	
		Traffic movement patterns	
		Electricity supply	
		Gas supply	
		Water supply	
		Sewerage	
		Solid waste disposal	
		Transportation	
		Finance	
		Education	
		Housing	
		Health service facilities	
		Emergency services	
		Air pollution	
		Water pollution	
		Noise and vibration	

De matrix ontwikkeld door Leopold et al. (in Wathern, 1984) omvat 8800 (!) cellen: 100 kolommen van (mogelijke deelaspecten van) maatschappelijke activiteiten en 88 rijen van oecosysteemcomponenten die beïnvloed (kunnen) worden. Uiteraard kan hieruit voor de beoordeling van één ontwikkeling een deelmatrix worden samengesteld.

Een mogelijke onderzoeksmethode is ook het inschatten van de invloed van een maatschappelijke ontwikkeling op de *functies* van het natuurlijk milieu. Van Der Maarel & Dauvellier (1978) presenteren zulk een verenigbaarheidsonderzoek met betrekking tot water- en elektriciteitsvoorziening (figuur 39).

Deze onderzoekers stellen in dit verband nog dat, hoewel de meeste onderdelen van deze werkwijze nog slechts weinig exact en gedetailleerd kunnen worden uitgevoerd, een globale schatting door oecologen beter is dan helemaal geen schatting.

Daarbij hanteren ze twee overwegingen:

- de voorspellingen omtrent veranderingen in het sociale en economische systeem zijn niet veel nauwkeuriger dan deze omtrent het oecologisch systeem;
- elke schatting omtrent de oecologische veranderingen houdt een maning in tot voorzichtigheid die wordt gerechtvaardigd door de 'point-of-no-return' dreiging. Daarmee wordt bedoeld dat er waarschijnlijk een minimum aan oppervlak met min-of-meer natuurlijke oecosystemen moet overblijven, waarbeneden catastrofes onvermijdelijk worden. Niemand weet evenwel waar dit minimum ligt.

Wathern (1984:93) concludeert na een analyse van de mogelijke oecologische inbreng in impact-analyse (onder vorm van matrixen, netwerken, kwantitatieve- en simulatiemodellen) dat: 'A major indictment of many methods is that they seldom have been used in practice, indicating a failure to appreciate the practical difficulties facing those within the planning process who must operate within severe constraints on time, money, information and other resources. Predominately, those preparing impact statements have resorted to an ad hoc assessment or have fabricated an approach appropriate to their needs.' (vergelijk Rombaut, 1984 en ook Burggraaf et al., 1979).

Bovendien stelt Wathern nog 'the technical aspects of impact assessment can not be divorced from the broader political context', wat wij de maatschappelijke evaluatie noemden.

Tenslotte dient er hier nogmaals op gewezen dat dergelijke impact-analyse absoluut niet met behulp van de biologische kaart van België (alleen) kan worden opgemaakt. Het uitwerken van een

rom 60 *Figuur 39: Matrix van verenigbaarheden van functies in de Nederlandse structuurschema's voor de sectoren water- en elektriciteitsvoorziening (uit Van Der Maarel & Dauvellier, 1978).*

<i>Functies van het natuurlijk milieu in het algemeen</i>  <i>Functies die het natuurlijk milieu vervult ten behoeve van:</i>	<i>Opvangfuncties</i>		<i>Recreatiefuncties</i>		<i>Informatiefuncties</i>				<i>Zuiveringsfuncties</i>		<i>Regulatiefuncties</i>						
	opvangfunctie voor stort	opvangfunctie voor lozing	dragen van substr. geb. recreatie	dragen van landschapsrecreatie	oriëntatiefunctie	onderzoeksfunctie	educatieve functie	signaalfunctie	informatiereservoir	geluidsabsorptie	filtratie van stof	biologische reiniging	besch. tegen kosmische straling	klimaatstabilisering	waterretentie	bodemretentie	biologische stabilisering
<i>A. De drink- en industrie-watervoorziening</i>																	
levering oppervlaktewater	-	-	-	±	±	-	±	-	-	-	-	-	-	-	-	-	±
levering grondwater	-	-	±	±	±	±	±	±	-	-	-	±	-	-	±	-	-
biologische reiniging via infiltratie	-	-	-	±	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	±
dragen van (wateropslag d.m.v.) spaarbekkens	-	-	-	-	±	-	±	-	-	-	-	±	-	±	±	-	-
(wateropslag d.m.v.) infiltratieterrainen	-	-	-	±	±	-	±	-	-	-	-	±	±	-	-	-	±
<i>E. De elektriciteitsvoorziening</i>																	
opvang warmte	in water						-	±	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	in lucht												±				
opvang afvalgassen in lucht					±	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
absorptie geluid																	
dragen van elektrische centrales			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
dragen van hoogspanningslijnen									-								
dragen van ondergrondse leidingen						±	±	-									±

Verklaring: + = verenigbaar  
± = mogelijk verenigbaar  
- = onverenigbaar  
 = neutraal

methodologie voor het maken van *gedetailleerde kwetsbaarheidskaarten* in functie van *gedetailleerde vraagstelling* (schaal) voor een *bepaald gebied* is dan ook prioritair, waarover verder meer.

rom 61

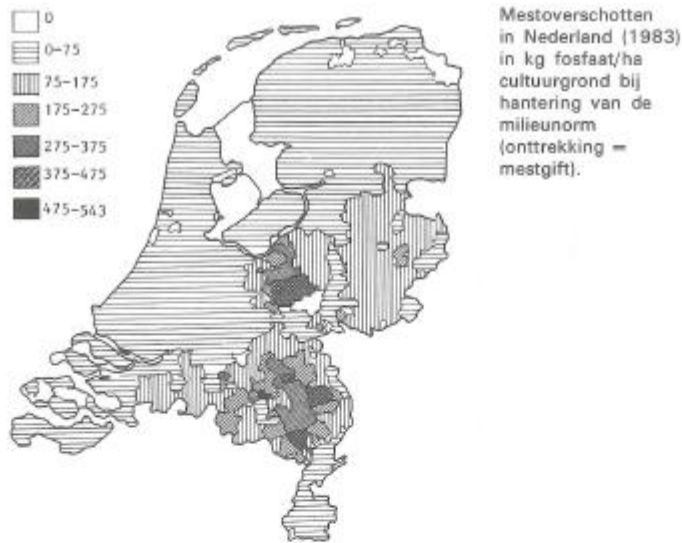
#### 3.4. Kwetsbaarheidskaarten ten behoeve van de ruimtelijke planning

##### 3.4.1. Inleiding

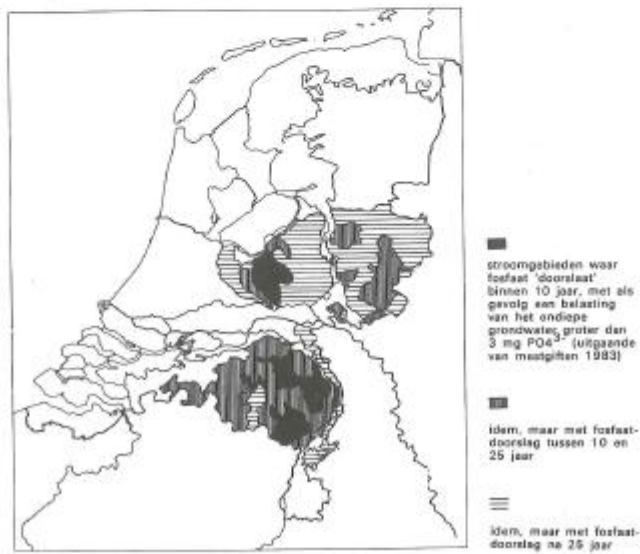
Uit het voorgaande is de noodzaak gebleken om via oecologische evaluatietechnieken te komen tot het opmaken van specifieke geschiktheidskaarten t.a.v. alle functies van het natuurlijke milieu bij iedere specifieke vraagstelling en dit op een hierbij aangepaste schaal.

Dergelijk specifiek onderzoek staat nog in de kinderschoenen maar is voor de ruimtelijke planning van zeer groot belang. Een voorbeeld is te vinden in de GRAN-studie (1973). Daarin werd een oecologische evaluatie uitgevoerd van de groene ruimte Arnhem-Nijmegen (NL) van de draagfunctie van het natuurlijk milieu voor urbane ontwikkelingen.

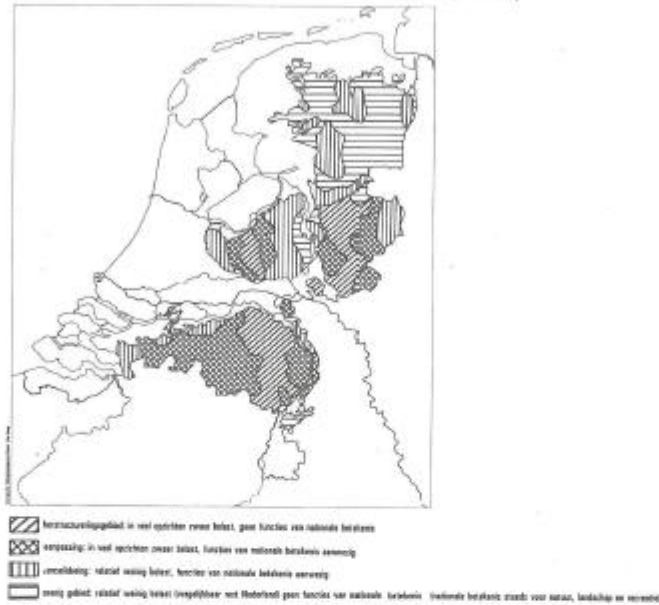
Een ander voorbeeld betreft de in Nederland ontwikkelde ruimtelijke visie op de toekomstige ontwikkelingsmogelijkheden van de intensieve veehouderij (bio-industrie). Afgeleid uit de fosfaatmestoverschotten (figuur 40) komt Van De Klundert (1985) tot een omgrenzing van zandgebieden waarbinnen fosfaat zal doorslaan tot in het grondwater (uitspoeling) en dus de drinkwaterkwaliteit in het gedrang zal brengen (figuur 41). Confrontatie met andere functies van nationale betekenis (natuur, landschap en recreatie) levert een ruimtelijke visie op wat de gewenste toekomstige ontwikkeling in de intensieve veehouderij betreft (figuur 42). Deze kaart is te beschouwen als een kwetsbaarheidskaart van het Nederlandse zandgebied voor (over)bemesting. Voor België zijn inzichten inzake mestoverschotten wel al geformuleerd (zie b.v. Wens, 1986; Poels & Verstraete, 1985; OVAM, 1985; Vanacker, 1981) maar (nog) niet in kaart gebracht ten behoeve van de ruimtelijke planning.



*Figuur 41: Gebieden waarbinnen fosfaatdoorslag kan optreden bij ongewijzigd beleid, op verschillende termijnen (gegevens van het noordelijk zandgebied ontbreken). (uit Van De Klundert & Veelenturf, 1986)*



Figuur 42: Ruimtelijke visie op intensieve veehouderij beperkt tot de zandgebieden (uit Van De Klundert & Veelen, 1986)



### 3.4.2. Kwetsbaarheidskaarten voor ontwatering en eutrofiëring

De vele conflictsituaties tussen natuurbehoud en landbouw leiden thans af en toe tot het opmaken van landschapsoecologisch onderzoek terzake (zie o.a. Rombaut et al., 1982). Ook de conflicten tussen natuurbehoud en beeksaneringen leiden af en toe tot officiële onderzoeksopdrachten (zie o.a. Rombaut & Kuyken, 1984 en Gallant & Kuyken, 1985).

De in deze rapporten ontwikkelde methode ter bepaling van de kwetsbaarheid van het natuurlijk milieu voor ontwatering en eutrofiëring wordt hieronder samengevat.

Voor de beschrijving van de vegetaties op een gestandaardiseerde manier wordt de opnametechniek van Tansley gebruikt. Aan de hand van de indicatorwaarden van Ellenberg (1979) worden voor elke vegetatieopname het stikstofgetal (N-getal) en het vochtgetal (F-getal) berekend. Uit deze onderzoeken blijkt dat deze beide getallen goede parameters zijn voor het bepalen van de invloed van natuur- en cultuurtechniek op de vegetaties (zie ook figuur 27).

Al eerder wezen we er op dat van het oecologisch standpunt uit belang gehecht wordt aan vegetaties met een laag N-getal en een hoog F-getal. Vooral in polders en beekvalleien worden dergelijke vegetaties zeldzaam als gevolg van de antropogene activiteiten.

rom 64 Om de kwetsbaarheid van de vegetaties te bepalen zijn twee mogelijkheden gebruikt.

- Rombaut & Kuyken (1984) werken voor de Moerdijkvaart en omgeving (gem. Gistel, W.-VI.) met een klasse-indeling, gebaseerd op het gemiddelde indicatiegetal ( $\bar{N}$ ,  $\bar{F}$ ) van alle opnamen over het gehele studiegebied. De afwijking van het indicatiegetal van een opname t.o.v. het gemiddelde van het studiegebied geeft informatie over de kwetsbaarheid. De standaardafwijking  $s$  werd hierbij als klassegrens gekozen.

		<i>F-getal</i>		
		$f \leq \bar{F}$ droog	$\bar{F} < f \leq \bar{F} + s$ nat	$f > \bar{F} + s$ zeer nat
<i>N-getal</i>		1	2	3
N-rijk $n \geq \bar{N}$	1	1.1	1.2	1.3
N-arm $N-s < n < \bar{N}$	2	2.1	2.2	2.3
zeer N-arm $n < N-s$	3	3.1	3.2	3.3

Het is duidelijk dat combinatieklassen 1.3, 2.3 en 3.3 gevoeligst zijn voor (grond)waterdaling; combinatieklassen 3.1, 3.2 en 3.3 voor bemesting.

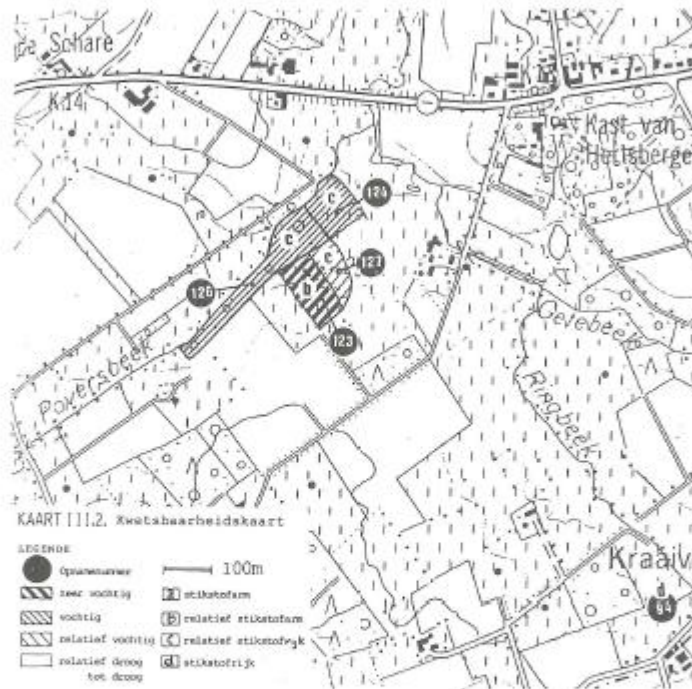
Het meest kwetsbaar zijn derhalve vegetatie-opnamen die tot combinatieklasse 3.3 behoren; het minst kwetsbaar deze uit combinatieklasse 1.1. Cultuurtechniek duwt de vegetaties in de richting van combinatieklasse 1.1; natuurbehoud en natuurtechniek streven behoud en herstel na van combinatieklasse 3.3.

- Gallant & Kuyken (1985) gebruiken een andere klasse-indeling bij het adviseren en beoordelen van ingrepen in beekvalleien (De Rivierbeek, Oostkamp W. VI.) Zij gebruiken niet een gemiddelde waarde over het gehele studiegebied. Zij stellen dat voor de meest typische plantesoorten uit beekvalleien het *N-getal*  $\leq 5$  en het *F-getal*  $\geq 8$ . Op basis van dit inzicht delen zij de klassen in.



Een kartografische localisatie van de kwetsbare opnamen geeft dan inzicht in de te mijden ingrepen (figuur 43). Ook de localisatie van wachtbekken (potpolders) in beekvalleien kan op deze manier vanuit de oecologie beoordeeld worden.

*Figuur 43: Afgeleide kwetsbaarheid voor ontwatering en bemesting uitgaande van de actuele indicatiegetalen van de vegetatie (uit Gallant & Kuyken, 1985, uittreksel)*

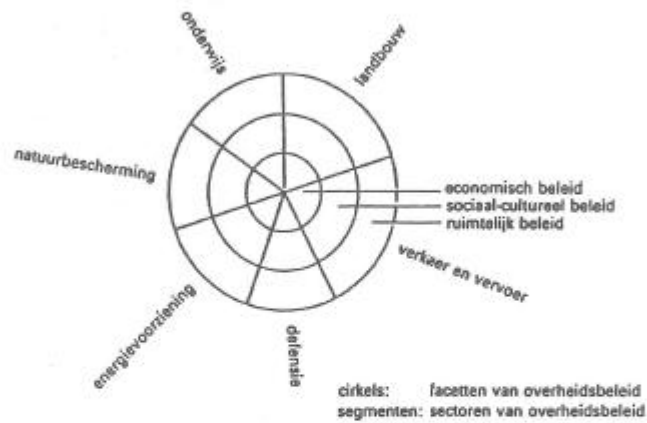


#### 4. Oecologie en planningtheorie

Na de publikatie van het 'rapport Commissie voorbereiding Onderzoek Toekomstige (Nederlandse) Maatschappijstructuur', de zogenaamde commissie De Wolff, 1970 (zie b.v. RARO, 1982:6) is het in de Nederlandse planningliteratuur (zie b.v. RPD, 1975) en later ook in de Belgische (zie b.v. Albrechts, 1982) gebruikelijk geworden het ruimtelijk overheidsbeleid theoretisch als een *beleidsfacet* te beschouwen. Het ruimtelijk facetbeleid is dan

evenwaardig aan het (financieel-) economisch facetbeleid en aan het sociaal-cultureel facetbeleid. Ieder facet heeft met iedere *beleidssector* te maken; facetplanning verloopt horizontaal, interdepartementeel. De sectorplanning verloopt verticaal, binnen één departement of een deel daarvan (zie b.v. Vermeersch, 1981). Figuur 44 geeft van deze inzichten een schematische voorstelling.

*Figuur 44:* Schematische weergave van de verhouding tussen facetten en sectoren van overheidsbeleid (Uit Albrechts, 1982)



Tot nog toe blijkt het economisch facet het meest sturende te zijn, wat zich ruimtelijk vertaalt in het aanpassen van de ruimte ten behoeve van een (dikwijls kortzichtige) economische rendabiliteit, gericht op eigen- of groepsbelangen (Van Alsenoy, 1981: ten geleide). Sommige biologen zijn hierdoor geneigd om eigenschappen van het natuurlijk milieu dan ook in financiële waarden om te zetten, teneinde deze in de kosten-baten analysemodellen in te kunnen passen (b.v. Helliwell, 1969). Momenteel wordt in Vlaanderen het ruimtelijke beleid niet als een facet maar als een sector behandeld, dit terwijl het natuurbehoud alle mogelijke middelen moet aanwenden om als een beleidssector aanvaard te worden. Van een oecologisch facet is geen sprake (ook niet in literatuur van ruimtelijke planners). Over de wenselijkheid van het invoeren van een oecologisch facet handel ik hierna.

In essentie is het onderscheid tussen facet- en sectorplanning een louter planningtheoretische onderscheiding. De verleiding is echter groot om hieraan bestuurlijk-juridische (bestuursorganisatorische) consequenties aan te binden bij de uitbouw van de administraties van het beleid (vgl. RARO, 1982). Het theoretisch onderscheid tussen sectoren en facetten leidt er dan ook toe dat discussies worden gevoerd over bijvoorbeeld de relatie van het milieuhygiënebeleid tot het ruimtelijk facetbeleid: is milieuhygiëne beleid facetbeleid of sectorbeleid (zie b.v. RARO, 1982; CRMH, 1983)? Janssens & Gulinck (1986) stellen dezelfde vraag ten aanzien van landschapsplanning. Tenslotte geldt dezelfde probleemstelling voor de relatie oecologie versus ruimtelijke planning, ook hier weer: is het invoeren van een oecologische facetplanning zinvol (vgl. Tips, 1979)?

Wat dat laatste betreft volgende denkoefening tot besluit:

a. Vanreusel et al. (1982) zien de ruimtelijke planning 'als het bewust voorbereiden van handelingen die te maken hebben met ingrijpen in de ruimte of met het sturen van ruimtelijke ontwikkelingen'. Daarbij wordt een holistische werkwijze gehanteerd. De ruimtelijke planning ziet zich verantwoordelijk voor de opzet van een methode om *interdisciplinaire samenwerking te richten*, te sturen.

Booth (1984:8) stelt 'Planning is a *synthesizing activity* and the skills of most planners lie in this area. It is here that the interface between planners and ecologists occurs in much the same way that interaction occurs between planners and many other specialist professions ... Planning is by definition concerned *as much* with ecology as it is with economics, social sciences, land utilisation and politics'.

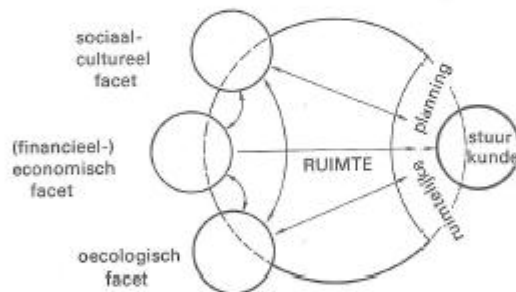
b. In de literatuur wordt ruimtelijke planning vaak omchreven als een activiteit die als object heeft 'het zoeken naar de best denkbare wederkerige aanpassing van ruimte en samenleving, en dit terwille van de samenleving.

Echter, uit wat in deze bijdrage over oecologie en ruimtelijke planning is neergeschreven, blijkt dat terwille van het natuurlijk milieu aan de activiteiten van de samenleving randvoorwaarden dienen gesteld te worden. Ook is gebleken dat de oecologie zich hoe langer hoe steviger opwerpt als een ernstige invalshoek om het totale menselijk handelen aan te toetsen; als een facet dus.

In het licht van de beide voorgaande vaststellingen (a en b) ligt het m.i. voor de hand de verhouding tussen ruimtelijke planning en oecologie te zien zoals in het Globaal Ecologisch Model voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland werd voorgesteld (Van Der Maarel & Dauvellier, 1978).

Figuur 45 verduidelijkt terzake een en ander: ik beschouw het oecologisch facet daarin evenwaardig aan het sociaal-cultureel en het (financieel-)economisch facet; als evenwaardige invalshoeken waaraan het totale menselijk handelen dient getoetst te worden. Zowel het sociaal-cultureel als het (financieel-) economisch facet hebben ruimtelijke componenten, die met name de spreiding van de bevolking en de activiteiten ervan betreffen. Beide facetten beroeren dus de ruimte. Het oecologisch facet heeft uiteraard (evidente) ruimtelijke componenten. Het betreft de oecosystemen met daarin de kringlopen van materie en energiestromen. Mijns inziens heeft de ruimtelijke planning een coördinerende functie wat betreft het op elkaar afstemmen van de ruimtelijke componenten van elk van de drie facetten (vgl. Booth, 1984). De ruimtelijke planning bedient zich daarbij van de stuurkunde (cybernetica).

Figuur 45: Visie op de relaties tussen de ruimtelijke componenten van de drie onderscheiden facetten van het beleid en de relatie met de ruimtelijke planning (gewijzigd naar Van Der Maarel & Dauvellier en RPD, 1975)



Anderen betwisten deze visie en stellen dat de ruimtelijke planning (en de ruimtelijke ordening) een eigen kwaliteitsdoelstelling-in-zich heeft. Het ruimtelijk facet *omvat* dan oecologische (en milieuhygiënische) normering.

Deze planningtheoretische constructie heeft in de praktijk echter geleid tot b.v. gewestplannen waaruit weinig inspraak blijkt van oecologen. Hoewel onmiddellijk moet worden toegegeven dat dit wellicht niet aan de theoretische positie van de oecologie ligt. Vermeersch (1981) stelt immers dat de macht over het ordenen van de ruimte in België niet ligt bij de minister die verantwoordelijk is voor de ruimtelijke ordening; de (wan)ordening

van de ruimte ligt in handen van beleidsverantwoordelijken die de sectoren beheren. Sectorbelangen halen het op facetbelangen. Welke theoretische constructie men ook bedenkt, het komt erop aan oecologen zeer vroeg in de planprocedures (ruimtelijke ordening) en in de normerings- en vergunningsprocedures (milieuhygiëne) te betrekken. Zij kunnen dan zeer vroeg suggesties doen in verband met wijziging en herplanning en/of zij kunnen tijd genoeg uittrekken voor vaak noodzakelijk en vaak langlopend onderzoek (zie ook Rombaut, 1984). Het doel van de oecoloog is in alle gevallen 'to try to ensure that all the arguments are presented to decision-makers with ecological factors treated in the same way as social and economic considerations are' (Booth, 1984: 19).

#### Overzicht van de geciteerde literatuur

- Abts, H., 1984, 'Agrarisch versus niet-agrarisch bodemgebruik. Ruimtelijk facetbeleid en oecologische planning. 15 toegevoegde stellingen', Inleiding CLEO studiedag 25 mei 1984, KU Leuven, *Cleo-tijdschrift*, nr. 39.
- Abts, H., 1985, 'Natuurbehoudsbeleid in relatie tot het ruimtelijk en milieubeleid in Vlaanderen', *Publ. Natuurhist. Gen. Limburg*, XXXV (3-4), 35-40.
- Albrechts, L. 1982, *Van voorbereiding naar actie: een verruiming van het planningsbegrip*, in Van Alsenoy, 1981: 24 pp. ill.
- Amercyckx, J., 1974, 'Een kwarteeuw bodemkartering in België', *Extern*, III (1): 37-50.
- Anoniem, 1974, *Oriënteringsnota ruimtelijke ordening*, Derde nota over de ruimtelijke ordening in Nederland (deel 1), Achtergronden, uitgangspunten en beleidsvoornemens van de regering, Staatsuitgeverij, 's Gravenhage, 124 pp.
- Anoniem, 1977, *Oriënteringsnota ruimtelijke ordening*, Derde nota over de ruimtelijke ordening in Nederland (deel 3) Nota Landelijke Gebieden, Staatsuitgeverij, 's Gravenhage.
- Anoniem, 1980, *Natuurbehoud en landschapszorg in Vlaanderen*, Congresboek derde Vlaams wet. congres voor groenvoorziening (17-18 okt 1980, UI Antwerpen- Prof. Dr. R. Verheyen, vz) Antwerpen, vereniging voor groenvoorziening, 517 pp. ill.
- Anoniem, 1984, *Water voor groen*, Congresboek vierde Vlaamse wet. congres voor groenvoorziening (29-30 juni 1984, VU Brussel - Prof. Dr. A. Van der Beken, vz.) Vereniging voor groenvoorziening, 780 pp.
- Anoniem, 1986, *Ruimtelijke perspectieven. Op weg naar de vierde nota over de ruimtelijke ordening in Nederland*, Rijksplanologische dienst, Ministerie van VROM, 's Gravenhage, 159 pp.
- Bakker, J.P., 1982, 'Veranderingen in vochtige graslandvegetaties onder invloed van hooien zonder bemesting', *Vakblad voor biologen* 3, 62: 43-48.
- Barkman, J.J., 1963, *De epifytenflora en -vegetatie van Midden-Limburg (België)*, Verh. K. Ned. Ak. Wetensch. afd. natuurkunde, tweede reeks deel LIV (4). 44 pp. ill.

- Beijerinck, W. 1934. *Sphagnum en sphagnetum*. Bijdrage tot de kennis der Nederlandse veenmossen naar hun bouw, levenswijze, verwantschap en verspreiding. Uitg. Ned. Biol. station, meded. nr 26, Heruitgave 1977, 116 pp. ill. Versluys' uitgevers mij.
- Best, E.P.H. & J. Haeck (red.), 1984, *Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen*, Symp. Oec. kring, Utrecht 14-15 okt 1982, Wageningen Pudoc, 239 pp. ill.
- Boezeman, A.B.M. & W. Vos. 1982, *Het gebruik van kennis over landschapsoecologische reacties in de ruimtelijke planning*, Wageningen, De Dorschkamp, Rapport 318, 181 pp. ill.
- Bollinne, A. 1977. 'La vitesse de l'érosion sous culture en région limoneuse', *Pédologie*, XXVII: 191-206.
- Booth, A.G., 1984, 'The Planning component', in Roberts & Roberts (1984): 8-19.
- Bradshaw, A.D., 1984, 'The ecological component', in Roberts & Roberts (1984): 19-36.
- Burggraaff, M. et al., 1979, *Milieukartering. Methoden, toepassing en perspectief*, Wageningen, Pudoc, 223 pp. ill.
- Commissie van de Europese gemeenschap, 1985. *Perspectieven voor het gemeenschappelijk landbouwbeleid. Groenboek van de Commissie*. 62 pp. + bijlagen.
- CRMH, 1983, *Milieu en ruimtelijke ordening*, Verslag van een studiedag (maart 1983) van de Centrale Raad voor de Milieuhygiëne (NL), 's Gravenhage, staatsuitgeverij, 115 pp.
- Dajoz, R. 1975, *Précis d'écologie*, Paris, Gauthier-Villars. X + 549 pp., ill.
- De Baere, D; G. De Blust & R.F. Verheyen, 1986, 'Een globale beschrijving van natuur in Vlaanderen voor de ruimtelijke planning', *Landschap* 3(2): 140-148.
- De Blust, G. et al., 1985, *Biologische waarderingskaart van België. Algemene verklarende tekst*, Brussel, coördinatiecentrum van de biologische waarderingskaart, Instituut voor hygiëne en epidemiologie, 98 pp. ill.
- De Molenaar, J.G. 1980. 'Bemesting, waterhuishouding en intensivering in de landbouw en het natuurlijk milieu', Leersum, *RIN rapport* 349 pp. ill.
- De Ploey, J. 1985. *Erosie op perceelsniveau en perspectieven voor erosiebestrijding*, 12 pp. bijdrage aan de studiedag bodemerosie KVIV, Sint Truiden 16 oktober 1985.
- De Wit, T. 1984. 'Lichenen als indicatoren voor luchtkwaliteit', in Best & Haeck, 1984: 81-92.
- Dupae, E. & J. Heirman, 1986. 'De biologische waarderingskaart van België. Een instrument voor het natuurbeleid?', *Natuurreservaten*, 8 (1): 23-27.
- Edington, J.M. & M.A. Edington, 1977, *Ecology and environmental planning*, Londen, Chapman and Hall, 246 pp. ill.
- Ehrlich, P & A., 1982, *Extinction, The causes and consequences of the disappearance of species*, Londen, Victor Gollancs, XIV + 305 p.
- Ellenberg, H. 1979. 'Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas', *Scripta geobotanica* 9: 1-122 (zweite auflage).
- Fenchel T. & T.H. Blackburn, 1979, *Bacteria and mineral cycling*, Londen, ... Academic Press, 225 pp. ill.
- Forman, R.T.T., 1982, 'Interaction among landscape elements: a core of landscape ecology', in Tjallingii & De Veer, 1982: 35-48.
- Froment, A. 1972. 'Evolution récente du couvert végétal des Hautes Fagnes de la Baraque Michel (1912-1972)', *Les naturalistes Belges*, 53 (2): 49-78.

- Gallant, A. & E. Kuyken, 1985, *De vallei van de Rivierbeek te Oostkamp (W.-VI.) Landschapsoecologisch onderzoek bij de geplande waterbeheersing*, RU Gent, 101 pp. + 6 bijl.
- Grootjans, A. 1975, 'De invloed van grondwaterstandsval op de vegetatie in natuurgebieden. Een literatuurstudie verricht in het kader van de streekplanvoorbereiding Drenthe', *Rapport PPD Drenthe*, 75 pp. ill.
- Helliwell, D.R., 1969, 'Valuation of wildlife resources', *Reg. Stud.*, 3: 41-47.
- Hublé, J., 1981, 'Doorbraak van de oecologie'. 13 pp. in Van Alsenoy, 1981.
- IHE, 1985, *Kaart van de biologische kwaliteit van de waterlopen in België*, Ministerie van volksgezondheid en gezin.
- Janssen, P. & H. Gulinck, 1986, 'Landschapsplanning en ruimtelijke planning', in Van Alsenoy, 1981.
- Jongman, R.H.G., 1983, WLO studiedag ecologische infrastructuur: conclusies en discussie, *WLO mededelingen*, 10 (4): 197-198.
- Kalkhoven, J.T.R.; A.H.P. Stumpel & S.E. Stumpel-Rienks, 1976, 'Landelijke milieukartering. Een landschapsoecologische kartering van het natuurlijk milieu in Nederland ten behoeve van de ruimtelijke planning op nationaal niveau', *RIN verhandeling 9*, 's Gravenhage, staatsuitgeverij, 141 pp. ill.
- KBS, 1985, *Natuur in de buurt*, Brussel, Koning Boudewijnstichting i.s.m. de Belgische Natuur- en Vogelreservaten, 179 pp. ill.
- Kuyken, E., 1977, 'Kanttekeningen bij de globale ecologische waardering van de natuurgebieden en landschappen in Noord en Zeeuwsch Vlaanderen', met bijlage: ecologische evaluatiekaart, *In de Gouden Delta III*, Wageningen, Pudoc.
- Kuyken, E. 1984, 'Waterrijke gebieden in Vlaanderen. Situering en evaluatie met nadruk op de ornithologische betekenis', 22 pp., ill. in Anoniem, 1984.
- Kuyken, E. s.d. Niet-uitgegeven notities voor de lessen oecologie en natuurbehoud (licentie dierkunde, RU Gent, labo voor oecologie van de dieren, zoögeografie en natuurbehoud.)
- Lindeman, R. L., 1942, 'The trophic-dynamic aspect of ecology', *Ecology*, 23(4): 399-418.
- Lindemans, P. 1952. *Geschiedenis van de landbouw in België*, Deel 1, Antwerpen, De Sikkel, 541 pp., ill.
- Lock, M.A. & D.D. Williams (ed.), 1981, *Perspectives in running water ecology*, New York, Plenum Press.
- Londo, G., 1975, *Nederlandse lijst van hydro-, freato- en afreatofyten*, Leersum, RIN, 52 pp.
- Mac Arthur, R.H. & E.O. Wilson, 1967, *The theory of island biogeography*, Princeton, University press, XI + 203 pp.
- Myers, N., 1979, *The sinking Ark. A new look at the problem of disappearing species*, Pergamon Press, Oxford, 307 pp. ill.
- Noirfalise, A.; H. Stieperaere & L. Vanhecke, 1979, *Biologische waarderingskaart van België*. Lijst van de karteringseenheden, Brussel, ministerie van volksgezondheid en leefmilieu, 54 pp.
- Nys, R.J.V., 1982. *Ecologie. Theorie en praktijk*, Kapellen, De Nederlandsche Boekhandel, monografie stichting Leefmilieu Kredietbank, 360 pp. ill.
- Odum, E.P., 1969, 'The strategy of ecosystem development', *Science*, 164: 262-270.
- OVAM, 1985, *Ontwerpplan afvalstoffen 1986-1990*, Deelplan bijzondere afvalstoffen: 57-73, Openbare Vlaamse afvalstoffenmaatschappij, Mechelen.
- Owen, D.F., 1977, *Wat is ekologie?*, Amsterdam, ecologische uitgeverij, 176 pp. ill.

- Poels, W. & W. Verstraete, 1985, 'Gecoördineerde verwerking van afvalstoffen in de landbouw', *Landbouwtijdschrift* 38 (3): 414-430.
- RARO, 1982, *Advies over ruimtelijke ordening en milieubeleid van de raad van advies voor de ruimtelijke ordening (RARO)*, 's Gravenhage, staatsuitgeverij, 49 pp.
- Roberts, R.D. & T.M. Roberts (ed.), 1984, *Planning and ecology*, London, Chapman and Hall, XI+484 pp. ill.
- Rombaut, E., 1984, 'Knelpunten en bedenkingen rond het oecologisch bekenonderzoek in Oost en West-Vlaanderen aan de RU Gent', refereaat in de documentatiemap tweede bekendag van de BNVR in samenwerking met de LUC, Diepenbeek 13 okt 1984. 7 pp.
- Rombaut, E., 1985, 'Naar een oecologisch verantwoorde techniek inzake natuurbeheer en landschapszorg in rurale en urbane omgevingen', Gent, Antwerpen, Cursus technologie natuurbeheer en landschapszorg, NHIBS-Antwerpen, 128 pp. ill.
- Rombaut, E., 1986, 'De botanische betekenis van het Wase krekengebied', *De Wielewaaf* 52: 125-131.
- Rombaut, E. A. De Kimpe & E. Kuyken, 1982, *Landschapsoecologie en natuurbehoud in het ruilverkavelingsblok Meerdonk (O.-VI.)* Gent, RU Gent (laboratorium voor natuurbehoud 1982/1. 160 pp. ill.
- Rombaut, E. & E. Kuyken, 1984, *Landschapsoecologische aspecten van de waterbeheersingswerken in het stroomgebied van de Moerdijkvaart (Gistel - W.-VI.)* Gent, RU Gent (laboratorium voor natuurbehoud) 59 pp. ill.
- RPD, 1975, *Algemeen ruimtelijk planningskader. Deel I. Planningsmethodiek*, Studierapport Rijksplanologische Dienst nr 5, 's Gravenhage, staatsuitgeverij.
- Saris, F.J.A., 1984, 'Lijnvormige landschapselementen, belangrijke onderdelen van een oecologische infrastructuur', *Landschap* 1 (2) 91-108.
- Scharf, K.H., 1977, *Hoe dieren en planten zich beschermen. In het leven op aarde, Sesam deel 5*, Ravensburg, Otto Maier Verlag, 139 pp. ill. (Nederlandse vert. en bew. Baarn, Bosch en Keuning).
- Schouten, C.J.; M.C. Rang & P.M.J. Huigen, 1985, 'Erosie en wateroverlast in Zuid-Limburg (NL)', *Landschap* 2(2): 118-132.
- Schroevens, P.J. (red.), 1982, *Landschapstaal. Een stelsel van basisbegrippen voor de landschapsoecologie*, Wageningen, Pudoc, 109 pp. ill.
- Sparreboom, M. (red.), 1981, *De amfibieën en reptielen van Nederland, België en Luxemburg*, Rotterdam, A.A. Balkema, 284 pp. ill.
- Stieperaere H. & K. Franssen, 1982, 'Standaardlijst van de Belgische flora', *Dumortiera* 22: 1-41.
- Tansley, A.G., 1935, 'The use and abuse of vegetational concepts and terms', *Ecology* 16: 284-307.
- Tips, W., *Het oecologisch facet in de ruimtelijke planning*, proefschrift HISROO.
- Tjallingii, S.P. & A.A. De Veer (ed.), 1982, *Perspectives in landscape ecology. Contributions tot research, planning and management of our environment*, Proc. int. Congr. Neth. Soc. Landscape ecology, Veldhoven, 1981, Wageningen, Pudoc, 344 pp. ill.
- Vanacker, L., 1981, *Dierlijke mest: afval of grondstof*, Doctoraatsthesis landbouwfaculteit RU Gent, 441 pp.
- Van Alsenoy, J. (red.), 1981, *Ruimtelijke planning* losbladig praktijkboek voor stedenbouw, stadsvernieuwing, huisvesting en milieu, Antwerpen, Van Loghum Slaterus.



- Van De Klundert, A.F., 1985, *Ruimtelijke visie op intensieve veehouderij in zone C*, Interimrapport RPD, 26 pp. ill.
- Van De Klundert, A.F. & P.W.P.M. Veelen turf, 1986, 'Ruimtelijke visie op de intensieve veehouderijproblematiek', *Landschap* 3(2): 88-101.
- Van Der Maarel, E. & P.L. Dauvellier (samenstellers), 1978, *Naar een globaal ecologisch model(GEM) voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland*, deel 1, 's Gravenhage, staatsuitgeverij, 314 pp.
- Van Gompel, J., 1983, 'Het ornithologisch belang van de kustpolders', Documentatie polderdag BNVR. Brugge 15 oktober 1983, 7 pp.
- Van Leeuwen, C.G., 1965, 'Het verband tussen natuurlijke en antropogene landschapsvormen, bezien vanuit de betrekkingen in grensmilieus', *Gorteria* 2(8): 93-105.
- Van Leeuwen, C.G., 1966, 'A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation', *Wentia* 15: 25-46.
- Van Leeuwen, C.G., 1966 b, 'Het botanisch beheer van natuurreservaten op structuur-oecologische grondslag', *Gorteria* 3(2): 16-28.
- Vanreusel, J.; J. Van Den Broek & C. Vermeersch, 1982, 'Wat is ruimtelijke planning?' 51 pp. in Van Alsenoy, 1981.
- Van Rompaey, E. & L. Delvosalle, 1973, *Atlas van de Belgische en Luxemburgse flora. Pteridofyten en spermatofyten*, Meise, Nationale plantentuin, tweede uitgave.
- Vellekoop, B.A.R., 1973, 'Ruimtelijke ordening en ecologie', *Stedebouw en volkshuisvesting* 11: 407-415.
- Vermeersch, C., 1981, 'Wordingsgeschiedenis van de wet op de ruimtelijke ordening en de stedebouw', *Het ingenieursblad* 50(10): 260-268.
- Vink, A.P.A. (red.), 1971, *Criteria voor milieubeheer*, Utrecht, Oosthoek, 180 pp. ill.
- Vos, W.; W.B. Harms & A.H.F. Stortelcer, 1982, *Vooronderzoek naar landschapsoecologische relaties tussen oecosystemen*, Wageningen, De Dorschkamp, rapport nr. 246. 209 pp. ill.
- Waajen, G.W.A.M., 1985, *Eutrofiëring van schrale beekdalgraslanden, een literatuurstudie*, 's Hertogenbosch, RPD rapport nr. 3, 104 pp. ill.
- Wathern, P., 1984, 'Ecological modelling in impact analysis', in Roberts & Roberts, 1984: 80-98.
- Wens, B., 1986, 'Fosfaatgebruik in de landbouw', *Milieurama* 6(5): 17-21.
- Werkgroep Kritische biologie en vele andere, 1976, *Bundel: Ecologie en milieustrategie. Voor en tegen van milieukartering*, 51 pp.
- Westhoff, V., 1971, 'De wetenschappelijke betekenis van het natuurbehoud', in *De noodzaak voor natuur- en milieubeheer*: 22-40. Utrecht, Bruna.
- Westhoff, V., 1971 b, 'Botanische criteria', in Vink, 1971: 28-42.
- Westhoff, V et al., 1985, Chris van Leeuwen, 'Bouwmeester van het natuurbeheer', *De Levende Natuur* 86 (3): 66-73.
- Westhoff, V. et al., 1970, *Wilde planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden Deel 1*, Algemene inleiding, Vereniging tot behoud van natuurmonumenten in Nederland, 320 pp. ill.
- WLO, 1983, *WLO mededelingen*, 1983, jaargang 10 nr. 4/themanummer over Ecologische infrastructuur.
- Zonneveld, I.S., 1984, 'Grondslagen van de bio-indicatie', in Best & Haeck, 1984: 9-19.