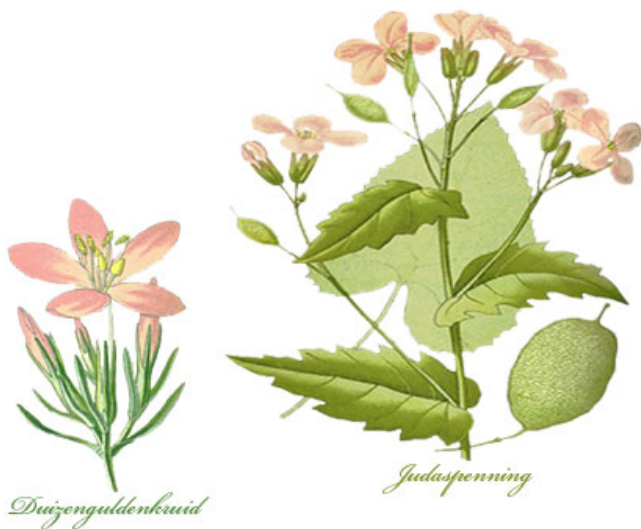


BTO2006.075

December 2006

Waarden en baten van natuur

Een verkennend onderzoek
naar de mogelijkheid tot
kwantificeren



BTO2006.075

December 2006

Waarden en baten van natuur

**Een verkennend onderzoek
naar de mogelijkheid tot
kwantificeren**

© 2006 Kiwa N.V.

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag
worden verveelvoudigd,
opgeslagen in een
geautomatiseerd
gegevensbestand, of
openbaar gemaakt, in enige
vorm of op enige wijze,
hetzij elektronisch,
mechanisch, door
fotokopieën, opnamen, of
enig andere manier, zonder
voorafgaande schriftelijke
toestemming van de
uitgever.

Opdrachtgever

BTO

Projectnummer

11.1585.300

Kiwa Water Research

Water Research

Groningehaven 7

Postbus 1072

3430 BB Nieuwegein

Telefoon 030 60 69 511

Fax 030 60 61 165

Internet

www.kiwawaterresearch.eu

Colofon

Titel

Waarden en baten en waarden van natuur
Een verkennend onderzoek naar de mogelijkheid tot
kwantificeren

Projectnummer

11.1585.300

Projectmanager

H. van Oene

Kwaliteitsborger

H. van Oene

Auteurs

J.P.M. Witte & A.F.M. Meuleman

Dit rapport is niet openbaar en slechts verstrekt aan de opdrachtgevers van het Contractonderzoekproject/adviesproject.
Eventuele verspreiding daarbuiten vindt alleen plaats door de opdrachtgever zelf.

Kijk een pannenkoekenhuis, dan kan de natuur niet ver weg meer zijn.

Midas Dekkers

De natuur is de vijand van het kapitaal. De natuur werkt gratis!

A.W. Steinhacker (1973)

Te vaak wordt nog betoogd dat beschermen van biodiversiteit te rechtvaardigen is met behulp van conventionele economische modellen. Daarmee doen biologen hun zaak wellicht geen goed.

Bulte & Van Soest (1999)

De discontovoet is simpelweg niet het geëigende middel om op basis van ethische motieven te voorkomen dat diersoorten uitsterven.

Van der Heide et al. (2006)

Zorg, liefde, schoonheid en natuur zijn zachte waarden die er werkelijk toe doen. Kosten daarvan doen er eigenlijk niet toe

Minister Veerman volgens www.natuurmonumenten.nl op 13 december 2006

Besluitvorming wordt grotendeels bepaald door geld. Natuurveranderingen uitdrukken in geld is één manier om natuur in de besluitvorming mee te nemen.

Van der Heide et al. (2006)

Een studie naar de economische baten van natuur en landschap kan een bijdrage leveren aan het onderkennen van het belang van natuurbescherming in het algemeen en draagvlak creëren voor investeringen in natuur en landschap in het bijzonder.

Bade & Van der Schroeff (2006)

Waarom moet er altijd betaald worden voor iets wat een prijs heeft en niet voor iets wat alleen waarde heeft, zoals het tropisch regenwoud?

Rafael Correa, president van Ecuador (2006)

De natuur bestaat niet [...] Het is een naam die alles aanduidt [...] wat buiten de mens valt. Zeggen dat de natuur een evenwicht handhaaft, of dat iets in de natuur mooi is ingericht, is hoogstens een speelse metafoor.

W.F. Hermans

Natuur is datgene wat spontaan is ontstaan, buiten de menselijke wil om.

Naarmate de menselijke wil een illusie blijkt te zijn, neemt de natuur toe.

Naarmate de kennis over natuur toeneemt, en die kennis ook wordt toegepast, neemt de natuur af.

Voorwoord

In Nederland is natuur een schaars goed waaraan veel belang wordt gehecht. Dat blijkt bijvoorbeeld uit het hoge aantal leden van Natuurorganisaties, in 2006 maar liefst ruim vier miljoen, maar ook uit het grote bedrag dat jaarlijks wordt uitgegeven aan natuurbeheer: een miljard euro.

Het is om meerdere redenen van belang de waarde die de natuur vertegenwoordigt in getallen te kunnen uitdrukken. Zulke getallen kunnen geldbedragen zijn, maar ook getallen op een niet-monetaire schaal van biodiversiteitswaarden. De getallen kunnen bijvoorbeeld worden gebruikt bij het evalueren van het natuurbeleid (wat heeft die investering van één miljard euro opgeleverd?), maar ook bij het afwegen van het natuurbelang tegen financieel-economische belangen. Te vaak leggen planten en dieren het immers af tegen activiteiten die op korte termijn harde euro's opleveren, omdat onvoldoende duidelijk is welke waarde ze vertegenwoordigen.

Waterleidingbedrijven in Nederland beheren grote oppervlakten aan natuur, vooral in de duinen, en met hun winningen beïnvloeden ze niet alleen de natuur in hun terreinen, maar ook in de wijde omgeving van die terreinen. Natuurwaardering zou voor deze bedrijven een hulpmiddel kunnen zijn om winning en beheer ten behoeve van de natuur te optimaliseren. In opdracht van de waterleidingbedrijven is daarom een literatuurstudie verricht naar de mogelijkheden om de waarde van de natuur te kwantificeren. Dit rapport is de weerslag van deze studie.

Flip Witte & Arthur Meuleman

Nieuwegein, December 2006

Inhoudsopgave

Voorwoord	3
Inhoudsopgave	5
1 Inleiding	7
1.1 Doel van deze studie	7
1.2 Het begrip natuurwaarde	8
1.3 Waarden en baten	10
1.4 Afbakening van de studie	12
2 Monetaire baten van natuur	15
2.1 Inleiding	15
2.2 Methoden om baten te bepalen	16
2.3 Wat zijn de cijfers waard?	24
2.4 Nabeschouwing	28
3 Waardering van biodiversiteit	31
3.1 Inleiding	31
3.2 Criteria voor biodiversiteitswaardering	31
3.3 Waarderingsmethoden	38
4 Discussie en aanbevelingen	47
4.1 Wat weten wij van waarden?	47
4.2 Naar een geautomatiseerd waarderingsstelsel	48
Geraadpleegde literatuur	51

1 Inleiding

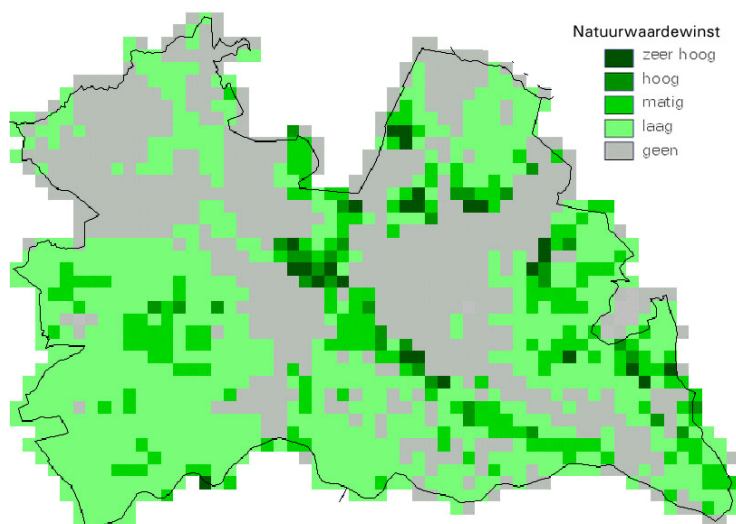
1.1 Doel van deze studie

Volgens het CBS wordt in Nederland jaarlijks zo'n miljard euro uitgegeven aan het natuurbeheer. Wegens de verantwoording van een dergelijke investering is het wenselijk om de baten van dat beheer en de waarden die daardoor ontstaan te kwantificeren in kengetallen. Zulke getallen, hier *natuurwaarden* genoemd, kunnen bij het beleid en beheer van natuurgebieden een belangrijke rol spelen. Ze zijn te gebruiken voor:

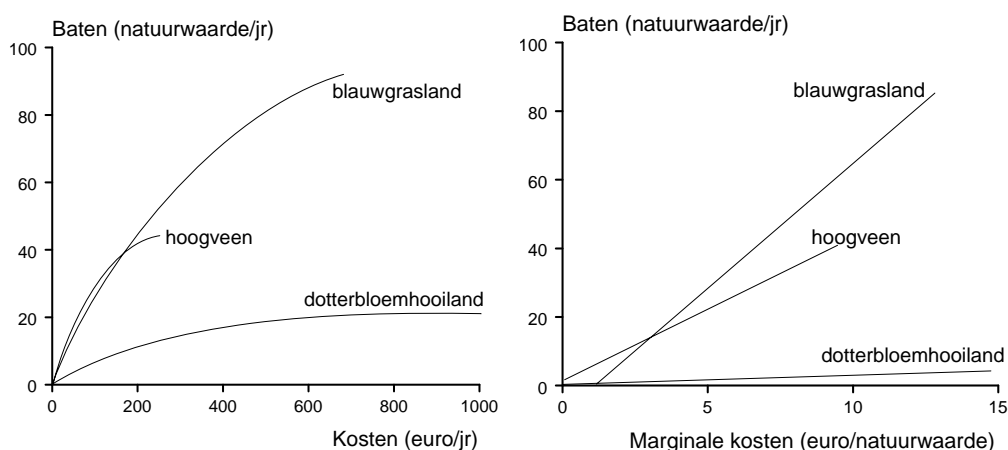
1. Het *monitoren* van natuurprestaties
2. Het *evalueren* van het natuurbeleid en natuurbeheer
3. *Scenariostudies* in de ruimtelijke ordening (Figuur 1-1)
4. *Kostenbatenanalyses* (waarbij natuurwaarden in geld worden uitgedrukt)
5. *Kosteneffectiviteitsanalyses* (natuurwaarden niet in geld; Figuur 1-2)
6. *Multiple Criteria Analyses*
7. *LCA-studies* (Life Cycle Analysis)

Al dit soort toepassingen van natuurwaardering zijn bekend, sommige al sinds lange tijd. De Provincie Zuid-Holland gebruikt al sinds de tachtiger jaren van de vorige eeuw een eigen waarderingsmethode voor monitoren en evaluatie (ad 1 en 2) (Clausman & Van Wijngaarden, 1984). De eerste methode voor het beoordelen van effecten van grondwaterwinning (ad 3) was ingebouwd in een ecohydrologisch model voor de bepaling van de effecten van grondwaterwinning op de natuur (Fahner & Wiertz, 1987). Natuurwaardering is overigens vaak toegepast voor het bepalen van de natuureffecten in het waterbeleid en -beheer, bijvoorbeeld in de studie ten behoeve van de milieueffectrapportage grond- en industriewaterwinning in Nederland (Beugelink et al., 1992) (Figuur 1-1).

In dit rapport onderzoeken we eerst aan de hand van de literatuur welke overeenkomsten en verschillen er tussen de waarderingsmethoden bestaan, en welke voor- en nadelen iedere methode heeft. Op grond van de resultaten zullen vervolgens aanbevelingen worden gedaan voor verder onderzoek dat moet leiden tot een goed onderbouwd en breed gedragen waarderingsmethode die gebruikt kan worden voor het beleid en beheer van natuurgebieden.



Figuur 1-1. Stijging van de natuurwaarde in de provincie Utrecht bij volledige stopzetting van alle grondwaterwinningen (Witte, 1998).



Figuur 1-2. Voorbeeld van een KEA-studie. Kosten (links) en marginale kosten (rechts) van het vernatten van landbouwgrond versus de winst aan natuurwaarden in drie natuurgebieden met verschillende vegetatietypen. Op grond van een dergelijke analyse kan worden beoordeeld hoe een gegeven budget voor natuurontwikkeling, het best over verschillende natuurgebieden is te verdelen. Naar: Hellegers & Witte (2002).


1.2 Het begrip natuurwaarde

Over natuur en natuurwaarden zijn lange, vaak filosofische en verhitte debatten gevoerd. Een van de redenen is dat het begrip *natuur* vaag is en iedereen er zijn eigen voorstelling bij maakt en emotionele betrokkenheid bij heeft. In de beginjaren van het natuurbeheer was er veel aandacht voor het beheren van voormalige landbouwgronden, zoals hooi- en rietlanden. Voortzetting van het historische beheer (van menselijk ingrijpen dus) was noodzakelijk om de grote diversiteit aan soorten in stand te houden. Onder invloed van Chris van Leeuwen had het woord *dynamiek* een negatieve betekenis gekregen: volgens de zogenaamde 'relatietheorie' van deze natuurfilosoof gold: "grote temporele variatie hangt samen met kleine

ruimtelijke variatie; omgekeerd ontstaat grote ruimtelijke variatie alleen bij kleine temporele variatie" (Van Leeuwen, 1966). Veel dynamiek in een terrein leidde dus tot soortenarmoede, terwijl jarenlange voorzetting van eenzelfde beheer juist zorgde voor een grote soortenrijkdom. Het plan Ooievaar (De Bruijn et al., 1986) en vooral diens propagandist Frans Vera brachten daar verandering in: dynamiek was nu goed want het leidde tot de terugkeer van zeldzame soorten als de Besanjelier en de Zwarte Ooievaar. Natuurlijke processen als overstroming en erosie moesten weer een kans krijgen om de noodzakelijke dynamiek te bewerkstelligen. Het begrip *Natuurlijkheid* kreeg een bijzonder positieve lading, zodanig zelfs dat thans de opvatting bij velen heeft postgevat dat natuurlijkheid leidt tot de hoogste natuurwaarde terwijl menselijk ingrijpen, via bijvoorbeeld maaien en plaggen, er afbreuk aan doet.

Dit voorbeeld geeft aan hoe ecologische begrippen (in dit geval 'natuurlijkheid' en 'dynamiek') in korte tijd van emotionele lading kunnen wisselen. Wij willen ons hier graag verre houden van de discussie en zullen dus niet proberen het begrip natuur te omschrijven; met graagte verwijzen wij hier naar de meer beschouwelijke publicaties over dit onderwerp (Achterberg, 1991; Barendregt & Dagevos, 2003; Mennema, 1973; Rattclife, 1997; Ten Brink et al., 2001; Walter, 1991; Zonneveld, 1991). Feit is dat wij gebieden hebben, natuurgebieden geheten, waarin iets geproduceerd wordt dat we waarderen en dat we voor het gemak maar *natuurwaarde* noemen. Uit de diverse waarderingsstudies en uit beleidsnota's, zoals de Europese Kaderrichtlijn Water en de Vogel- en Habitatrichtlijn, blijkt in concreto wel waar die waarde dan uit bestaat.

Er zijn verschillende typen waarden aan de natuur verbonden en in de literatuur bestaan er daarvoor verscheidene indelingen (o.a. Bade & Faber, 2005; ECORYS-NEI, 2002; Jongeneel et al., 2005). Op grond van een uitgebreid literatuuronderzoek (zie de geraadpleegde literatuur achter in dit rapport) komen we tot de volgende indeling, die in de mate waarin de waarden in geld zijn uit te drukken, een aflopende reeks vormt:

- | | | |
|---|---|---|
| <ol style="list-style-type: none"> 1. financiële waarde 2. regulatiewaarde 3. informatiewaarde 4. belevingswaarde 5. biodiversiteitswaarde |  | <i>in afnemende
mate te
monitariseren</i> |
|---|---|---|

Bij de *financiële waarde* (ad 1) moet worden gedacht aan zaken als ledencontributie, houtopbrengst, verhoging van de waarde van onroerend goed, de extra inkomsten uit recreatie. Hoewel soms lastig te bepalen, gaat het om een in principe objectief vast te stellen economische waarde. Een gedeelte van deze baten komt ten goede aan de eigenaar van het natuurgebied (*directe baten*), een gedeelte aan derden (*indirecte baten*) (Jongeneel et al., 2005).

Regulatiewaarden (ad 2) zijn bijvoorbeeld de zuiveringcapaciteit voor nitraat, de mogelijkheid om water in een natuur te bergen, de opslag van koolzuurgas in veengebieden. Ook deze waarde kan, zij het een stuk moeilijker dan de directe gebruikswaarde, in geld worden uitgedrukt.

De *informatiewaarde* (ad 3) is verbonden met het wetenschappelijk onderzoek naar processen en patronen in de natuur, met de natuur als bron van genetische informatie, maar ook met de cultuurhistorische betekenis die veel van de Nederlandse natuurgebieden hebben (heiden en hooilanden, bijvoorbeeld, zijn vaak al in de middeleeuwen ontstaan dankzij een landbouwpraktijk die beheerders tot op de dag van vandaag proberen voort te zetten door begrazing met schapen, plaggen en hooien).

Bij de *belevingswaarde* (ad 4) gaat het om het ervaren, in de natuur, van schoonheid en zingeving. Bade & Faber (2005) onderscheiden binnen deze waarde nog de 'recuperatiefunctie': mensen kunnen in natuurgebieden even bijtanken, wat uiteindelijk bespaart op de ziektekosten. Individuele voor- en afkeuren spelen bij belevingswaarde een zodanig grote rol dat het zeer moeilijk is om hier een algemeen aanvaarde index voor te ontwerpen.

Onder *biodiversiteit* (ad 5) wordt de rijkdom aan soorten en ecosystemen verstaan. Het behoud van biodiversiteit is een van de hoofddoelstellingen van het natuurbeleid en door het tekenen van het verdrag van Rio de Janeiro heeft de Nederlandse overheid zich expliciet aan deze doelstelling gecommitteerd. Behoud van de biodiversiteit vormt ook de belangrijkste doelstelling van de diverse natuurorganisaties, waarvan Natuurmonumenten met bijna een miljoen leden de grootste is. Ook voor de sterk geïnteresseerde en beter geïnformeerde natuurliefhebbers, al dan niet georganiseerd in natuurverenigingen en vrijwilligersclubs, vormt de diversiteit aan soorten en ecosystemen meestal een belangrijk criterium voor de waardering van natuurgebieden.

Voor de meeste natuurbeschermingsorganisaties is de biodiversiteitdoelstelling ruimer dan alleen het behoud van soortenrijkdom, en gaat het om een bescherming van soorten in bepaalde, natuurlijke ecosystemen. De meningen over wat een natuurlijk ecosysteem is lopen echter uiteen, mede doordat het Noord-Europese landschap na de laatste ijstijd zich heeft ontwikkeld onder sterke invloed van de mens en ongerepte natuur dus nauwelijks voorkomt. Er zijn bovendien sterke aanwijzingen dat soorten genetisch en ethologisch met de toename van de menselijke invloed op het landschap zijn meegeëvolueerd (Van der Meijden, 2003), wat zou betekenen dat enige menselijke invloed een voorwaarde is voor het behoud van sommige soorten. Tenslotte is er een sterke interferentie tussen soortenrijkdom en andere waarden, zoals met cultuurhistorische waarden en belevingswaarden van het landschap. Blauwgraslanden en natte heiden vormen voorbeelden van ecosysteemttypen met een weinig natuurlijk karakter (zonder menselijk ingrijpen zouden ze worden vervangen door respectievelijk elzen- en berkenbroekbos) die desondanks wegens zowel hun hoge rijkdom aan bedreigde en zeldzame soorten als hun cultuurhistorische waarde én hun belevingswaarde, hoog worden gewaardeerd.

1.3 Waarden en baten

Tot nu toe zijn we, om de vaart in het verhaal te houden, bewust een beetje slordig geweest door geen onderscheid aan te brengen tussen de begrippen

waarden en baten. Ook in de literatuur worden ze vaak gebruikt alsof het synoniemen zijn. Misschien logisch, want iets dat waardevol is brengt vaak hoge baten voort, of het wordt waardevol gevonden, juist wegens die hoge baten. Echter, juist voor natuurgebieden gaat deze regel niet op. Vandaar dat we hier deze begrippen goed willen scheiden.

Waarde is het getal dat wordt toegekend aan een zaak (objectief), of de beoordeling van een zaak door een persoon of gemeenschap (subjectief). Baat is het nut, het voordeel, de winst die ergens uit voortvloeit. Baten vloeien voort uit het gebruik, waarden uit het zijn. Er kan pas sprake zijn van een waarde als er een persoon of gemeenschap is die die waarde toekent, en van een baat als deze wordt geïnd door een persoon of gemeenschap.

Zaken die waardevol zijn, hoeven niet hoge baten te produceren en iets dat veel baten voortbrengt, hoeft niet waardevol te zijn. Een met diamanten bezette ring in een kluis is veel waard, maar de baten zijn nihil (er wordt niets geïnd). Een bijna uitgeputte kolenmijn brengt nog hoge baten op, maar is in de verkoop weinig waard (de grond is vervuild en de kolen zijn op).

Een natuurterrein met een lage biodiversiteitswaarde, brengt hoge financiële baten op wanneer het voor recreatieve doeleinden wordt geëxploiteerd, met ruitpaden, pannenkoekenhuisjes, ijscoboeren en pretparken. Een natuurterrein met een hoge biodiversiteitswaarde, brengt weinig baten op wanneer het wegens zijn kwetsbaarheid niet is opengesteld voor het publiek. De enige baat is het tevreden gevoel bij het publiek doordat daar soorten worden beschermd. Ook zou men met enige goede wil nog kunnen spreken van intrinsieke baten: voor de soorten zelf produceert het natuurterrein de juiste leefomstandigheden, een vorm van baten die niet door "een persoon of gemeenschap" wordt geïnd, maar door de planten en dieren. Op deze manier wordt het begrip 'baat' echter op een filosofische manier uitgehold.

In het spraakgebruik spreken we niet over 'biodiversiteitsbaten', net zoals we het niet hebben over de 'baten van schone lucht'. Schone lucht is een heel groot goed, zodanig zelfs dat we spreken van een *voorwaarde*. Er lijkt sprake van een hiërarchie te zijn: baten hebben betrekking op exploitierbare zaken, waarden op zaken van groot belang en voorwaarden op zaken van levensbelang. Met het klimmen in deze hiërarchie dalen de monetaire baten, zodat waarden in een volkomen vrije markt ten onder dreigen te gaan aan exploitatie voor financieel gewin. Lucebert dichtte al: "Alles wat van waarde is, is weerloos".

Gebieden met een hoge biodiversiteitswaarde leveren vaak weinig financiële baten op en toch heeft de mensheid de behoefte ze te beschermen, simpelweg wegens hun hoge waarde. Vandaar dat het onderscheid tussen baten en waarden zinvol is in natuurwaarderingstudies.

Economen hebben, zoals we in Hoofdstuk 2 zullen beschrijven, overigens wel een truc om financiële baten om te zetten in een financiële waarden. Op die manier zijn ze bijvoorbeeld in staat de jaarlijkse baten van de natuur in Nederland om te rekenen naar een geldbedrag dat de natuur vertegenwoordigt.

1.4 Afbakening van de studie

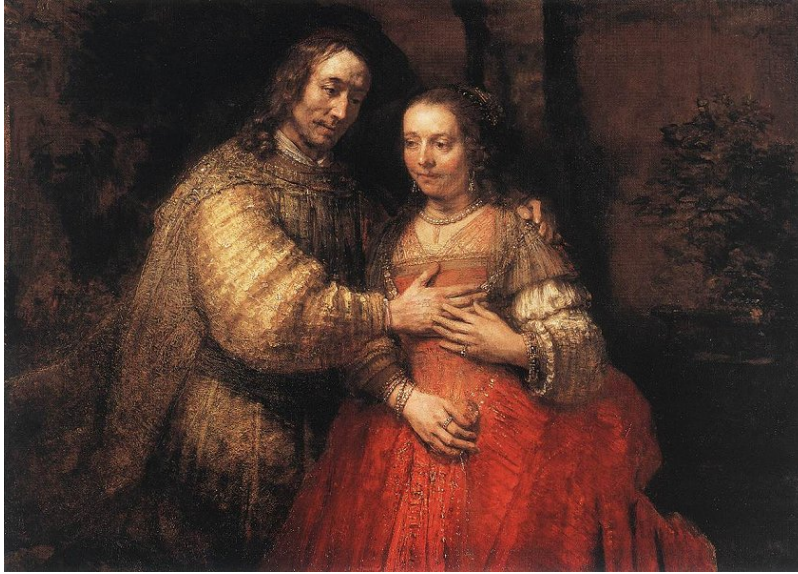
Verwijzen we terug naar de in de §1.2 genoemde vijf waarden van natuur, dan blijken de eerste twee 'waarden' (directe en indirecte gebruikswaarden) bij nader inzien beter 'baten' te kunnen worden genoemd. Deze kunnen, zoals we in Hoofdstuk 2 zullen zien, in geld worden uitgedrukt. De volgende twee waarden (informatiewaarde en belevingswaarde) zullen we in dit onderzoek slechts aanstippen, omdat deze moeilijk op een objectieve manier te kwantificeren zijn. Bovendien zijn beide waarden, en zeker de informatiewaarde, waarschijnlijk in hoge mate gecorreleerd met de biodiversiteitswaarde.

Het voortbrengen van biodiversiteit (ad 5) is waarschijnlijk de belangrijkste waarde van natuurgebieden en het is de waarde waarover in nationaal en internationaal verband wettelijke afspraken zijn gemaakt. Deze waarde is, zoals we in Hoofdstuk 3 zullen aantonen, wel goed te kwantificeren. Wij zullen een geldelijke waardering van biodiversiteit echter buiten beschouwing laten. Dat is niet alleen een pragmatische keuze (monitarisering van natuurwaarden is lastig), maar ook een morele: de waarde die de maatschappij over heeft voor biodiversiteit wordt immers grotendeels bepaald door de politiek en door de giften van particulieren en instituten aan natuurbeherende organisaties als Natuurmonumenten en de Provinciale Landschappen. Onderzoekers horen zich daar niet mee te bemoeien. Wel kunnen onderzoekers achteraf beoordelen wat de maatschappij in het verleden betaald heeft voor het instandhouden van biodiversiteit, wat het de maatschappij heeft gekost. Deze kosten zeggen echter niets over de waarde die de maatschappij werkelijk aan de natuur toekent¹, net zoals de kosten voor het behoud van Rembrandt's *Het Joodse bruidje* (Figuur 1-3) in geen verhouding staan tot de economische waarde die dit schilderij op de vrije markt vertegenwoordigt. En die economische waarde weerspiegelt weer geenszins de emotionele waarde die wij als samenleving aan dit kunstwerk toekennen. Op de vrije markt zal *Het Joodse bruidje* vast een recordbedrag opbrengen², maar er zullen weinig Nederlanders te vinden zijn die instemmen met verkoop om onze staatskas te spekken. Voor natuurwaarden geldt min of meer hetzelfde: kijk maar naar de massa mensen die onlangs protesteerde tegen de aantasting, ten behoeve van ongetwijfeld grote economische voordelen, van het Naardermeer.

Sommigen vinden ongetwijfeld dat het in geld uitdrukken van biodiversiteit getuigt van een te ver doorgesloten materialisme, iets pervers heeft. Je geliefde en je kinderen ga je ook niet in geld uitdrukken, en daarmee onderhandelbaar maken; die wil je koste wat kost behouden.

¹ Het is bovendien theoretisch onjuist om de waarde van natuur gelijk te stellen aan de gemaakte kosten; zie straks in §2.2.

² Dus meer dan de 140 miljoen dollar die onlangs werd neergeteld voor Jackson Pollock's druipschilderij *Number 5*.



Figuur 1-3. *Het Joodse bruidje*: voor hoeveel zou Nederland bereid zijn dit kunstwerk te verkopen?

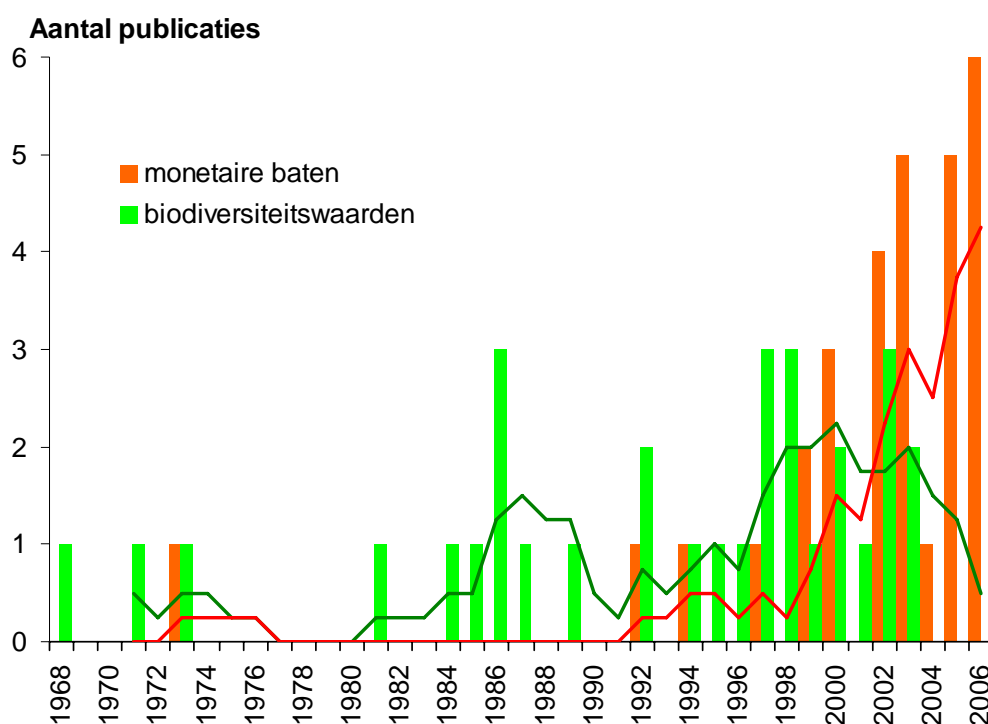
Samengevat komen we tot het volgende nieuwe overzicht van waarden en baten:

- | | |
|---|---|
| <ol style="list-style-type: none"> 1. Financiële baten <ol style="list-style-type: none"> a. directe financiële baten b. indirecte financiële baten 2. Maatschappelijke waarden <ol style="list-style-type: none"> a. regulatiewaarden b. informatiewaarden c. belevingswaarden 3. Biodiversiteitswaarden | <p><i>Toenemende waarden,
afnemende monetaire baten</i></p> |
|---|---|

Deze indeling komt sterk overeen met de drie 'waarden' van natuur die Van Soest & Blom (2003) onderscheiden: de financiële waarde, de maatschappelijke waarde en de intrinsieke waarde. Volgens deze auteurs is alleen de eerste categorie (financiële waarde \approx in geld uit te drukken baten) te monetariseren, en de laatste categorie (intrinsieke waarde \approx biodiversiteitswaarde) geheel niet. Er zijn echter ook studies waarin men alle waarden in geld probeert uit te drukken, dus ook de maatschappelijke waarden en de biodiversiteitswaarden (Hoofdstuk 2).

Wat het type studie betreft kunnen we een tweedeling maken: studies naar de monetaire baten, en studies naar biodiversiteitswaarden (in de ecologische literatuur is het gebruikelijk deze biodiversiteitswaarden aan te duiden als 'natuurwaarden'). Deze indeling komt terug in de volgende twee hoofdstukken: Hoofdstuk 2 *Monetaire baten van natuur* en Hoofdstuk 3

Waardering van biodiversiteit. De literatuurlijst achter in dit rapport bevat 112 referenties die we hebben geturfd op deze twee categorieën³. Het resultaat is weergegeven in Figuur 1-4. Hoewel onze studie zeker niet volledig is en de literatuurlijst is vertekend door het tijdsperspectief (recente publicaties zijn makkelijker verkrijgbaar, vooral via Internet), denken we dat de twee trends die in de figuur te zien zijn kloppen: de belangstelling voor het waarderen van biodiversiteit is het afgelopen decennium afgenomen en die voor het moneteriseren van natuur drastisch toegenomen. Tekenend voor de toegenomen belangstelling voor de relatie tussen geld en natuur zijn de oprichting, in 1990, van het wetenschappelijke tijdschrift *Ecological Economics*, en de start, in 2002, van het programma *Natuur en Economie* door het Milieu- en Natuurplanbureau.



Figuur 1-4. Aantal publicaties per jaar in de literatuurlijst van dit rapport, onderscheiden naar twee onderwerpen: monetaire baten en biodiversiteitswaarden. De doorgetrokken lijnen geven het vierjarig voortschrijdend gemiddelde weer.

³ We zijn hierbij streng te werk gegaan en hebben alleen publicaties geturfd waarin het waarderen of kwantificeren van baten zelf onderwerp van de studie was. Onderzoek naar diversiteit aan of zeldzaamheid van soorten in Nederland viel bijvoorbeeld af, hoewel beide criteria de waarde van natuur bepalen. Studies waarin een bestaande waarderingmethode eenvoudigweg werd toegepast, hebben we ook buiten beschouwing gelaten, evenals meer filosofisch getinte bijdragen.

2 Monetaire baten van natuur

2.1 Inleiding

Het in geld uitdrukken van natuur is niet iets van de laatste jaren: voor het bepalen van de waarde van bomen bestaan al lang methoden. Op basis van boomsoort, diameter, locatie, onderhoudstaat en een aantal andere factoren kan bijvoorbeeld worden berekend dat een oude en goed onderhouden Zomereik midden op een dorpsplein al gauw meer dan een ton doet (zie o.a. www.boomtaxateur.nl en www.bomenwerk.com). Zulke bedragen worden ingebracht bij de afweging van bouwprojecten en bij juridische zaken. Een uit 1973 stammende methode voor het waarderen van individuele soorten (exclusief micro-organismen) in het Verenigd Koninkrijk is die van Helliwell (1973). In deze methode scoort een soort punten op vier criteria: belang voor andere soorten, talrijkheid in het Verenigd Koninkrijk, aantrekkelijkheid, materiële waarde. Deze punten worden vervolgens vermenigvuldigd met elkaar en met een eenheidsbedrag van £ 10 000. Het eindresultaat is het bedrag dat alle individuen van die soort vertegenwoordigen in het Verenigd Koninkrijk. Voor de Zomereik komt hij zo uit op een waarde van 82 miljoen Britse pond, en voor alle wilde planten en dieren bij elkaar opgeteld op 5 à 6 miljard pond.

Deze waarderingsmethoden zijn volkomen geobjectiveerd, maar de achterliggende regels zijn natuurlijk in hoge mate subjectief.

Voor de laatste jaren zijn er meer objectieve pogingen ondernomen natuurbaten in geld uit te drukken (Figuur 1-4). Zo berekende ECORYS-NEI (2002) dat in 2001 de financiële baten van de natuur in Nederland in 12.9 - 21.0 miljard euro bedroegen, ofwel 3.2 - 5.2% van het BNP. Per ha land is dat € 3 700 - 6 000 per jaar⁴. En in opdracht van het ministerie van LNV berekenden Kuik et al. (2006) onlangs de financiële baten van Natura-2000 gebieden: die zouden € 4 000 ha⁻¹jr⁻¹ bedragen. Met een oppervlakte van 1.1 miljoen ha is dit een jaarlijkse bruto bijdrage aan de welvaart in Nederland van 4.5 miljard euro.

Om het belang van de monetaire waarde van natuur onder de aandacht van het publiek te brengen heeft LNV onlangs een wervende brochure uitgebracht, waarin diverse financiële baten van natuur, vaak aan de hand van concrete studies, worden opgesomd (Ministerie van LNV, 2006). En tijdens het schrijven van dit rapport werd er een belangrijk symposium over natuur en economie gehouden (Anonymus, 2006), verscheen er een handzaam boekje over het betrekken van de natuur in maatschappelijke kosten-batenanalyses (Van der Heijde et al., 2006), en werd minister Veerman het rapport *Geld als water* (Bade & Van der Schroeff, 2006) aangeboden, een rapport over de monetaire baten van natte natuurgebieden (Figuur 2-1).

⁴ Het landoppervlak van Nederland bedraagt 35 000 km².



Figuur 2-1. Minister Cees Veerman vist de verborgen opbrengsten voor de natuur uit een aquarium tijdens de presentatie van het rapport 'Geld als water', op 13 december 2006. Foto: www.natuurmonumenten.nl.

De monetaire waardering van natuur staat momenteel dus volop in de belangstelling en volgens recente publicaties lijkt natuur in financieel opzicht enorm profijtelijk te kunnen zijn. Dat alleen als zou een drijfveer moeten wezen om snel te beginnen met uitbreiding van de EHS en ook elders natuur aan te leggen. Echter, volgens Ten Brink et al. (2001), die een uitgebreide literatuurstudie verrichtten, is monitarisering van natuurbaten onvoldoende uitgewerkt en zou het subjectieve keuzen bevatten. Van Soest & Blom (2003) stellen zelfs: "monetariseren van natuur biedt maar beperkt soelaas om de natuur de plaats in de economische afweging te geven die zij verdient."

In dit hoofdstuk zullen we laten zien hoe de onderzoekers komen aan zulke hoge natuurbaten, en wat hun cijfers waard zijn.

2.2 Methoden om baten te bepalen

In de literatuur worden de baten van natuur volgens verschillende methoden berekend. In onderstaand overzicht zijn de methoden indicatief samengevat. Deze samenvatting is zeker niet volmaakt. Zo beslaan sommige methoden meerdere waarden en baten: de bereidheid om te betalen voor het instandhouden van een gezonde zeehondenpopulatie in de Waddenzee, bijvoorbeeld, drukt niet alleen de biodiversiteitswaarde (3) uit, maar ook de belevingswaarde (2c) en beide waarden beïnvloeden op hun beurt de omzet van de toeristensector in het Waddengebied, dus de indirecte financiële baten (1b).

Waarden en baten

methoden

1. Financiële baten
 - a. directe financiële baten producten, subsidies, contributies
 - b. indirecte financiële baten..... huizenprijs , bedrijfsomzet, toeristenbelasting
2. Maatschappelijke waarden
 - a. regulatiewaarden..... vermeden kosten
 - b. informatiewaarden.....geld voor natuuronderzoek
 - c. belevingswaarden..... vermeden ziektekosten, reiskosten
3. Biodiversiteitswaarden..... bereidheid te betalen

In de rest van deze subparagraaf illustreren we aan de hand van een beperkt aantal voorbeelden hoe deze posten in verschillende studies zijn gekwantificeerd.

Niet genoemd in bovenstaand schema, maar soms wel geopperd, is dat de gemaakte kosten voor de aankoop van grond, aanleg en beheer de baten van natuur uitdrukken. Terecht stellen Jongeneel et al. (2005) dat deze benadering onjuist is. Het gelijk stellen van baten aan de gemaakte kosten leidt er immers toe dat de economische waarde van natuur en landschap verhoogd worden door er meer geld aan te spenderen. Elk project zou dan automatisch te rechtvaardigen zijn. Alle projecten zouden winstgevend zijn in dezelfde mate, zodat het niet mogelijk zou zijn een verantwoorde keuze te maken tussen projecten.

Directe financiële baten

Directe financiële baten zijn natuurlijk het eenvoudigst te kwantificeren. De hoogste baten worden verkregen uit de zee- en kustvisserij, maar deze activiteit hangt niet samen met het hoofddoel natuur en kan dit doel bovendien schaden. Volgens ECORYS-NEI (2002) bedraagt de directe en indirecte toegevoegde waarde van de visserij in Nederland, € 340 miljoen per jaar.

Kijken we alleen naar de baten die direct voorvloeien uit het primaire doel van het natuurgebied, dan blijven over de productie van hout, inkomsten uit contributies en subsidies. Het gaat om bescheiden posten. De toegevoegde waarde van houtproductie wordt geschat op € 260 miljoen per jaar, waarvan € 120 miljoen direct uit de verkoop voortkomt en € 140 miljoen uit de toelevering en verwerking van hout. Aan contributies komt jaarlijks ongeveer € 60 miljoen binnen bij natuurbeherende organisaties (ECORYS-NEI, 2002).

Indirecte financiële baten

Indirecte financiële baten worden geschat aan de hand van de aan de natuur toegeschreven stijging van huizenprijzen, bedrijfsomzet en toeristenbelasting. In schattingen gaat het vaak om hoge baten. Enkele rekenvoorbeelden:

Gestegen huizenprijzen

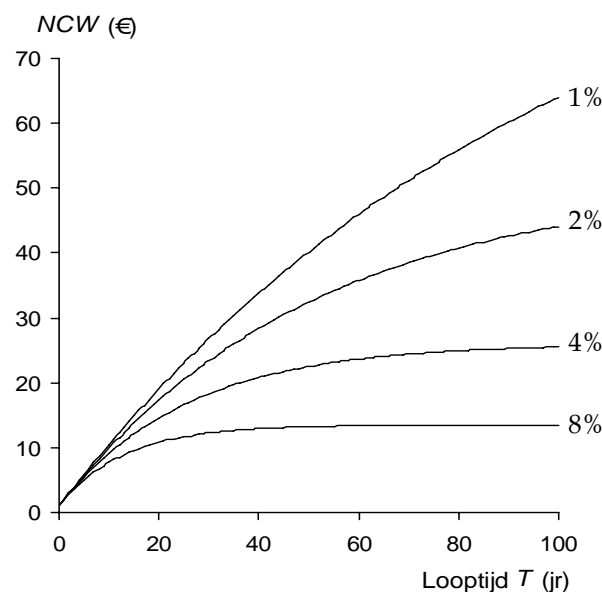
Deze berekeningen vallen alle onder de *hedonistische prijzenmethode*. Hierin beschouwt men de extra prijs die mensen bereid zijn te betalen voor een marktgoed omdat het aan natuur is gerelateerd.

- ECORYS-NEI (2002): baten voor heel Nederland.
Waardestijging huizen door nabijheid van 'groen' bedraagt 4-12%. Gemiddeld huizenprijs €187 500. Gemiddelde woningdichtheid in drie groene gebieden (Dwingelerveld, Weerribben, Lauwersmeer) is 43 woningen per vierkante kilometer. Totale oppervlakte aan natuur in Nederland is "volgens een brede definitie" 35 000 km². Ergo: totale waardestijging door groen bedraagt voor heel Nederland: $0.04 - 0.12 \times 187500 \times 43 \times 35\ 000 = 11 - 34$ miljard. Met een looptijd van 40 jaar en een discontovoet van 4% komt dit neer op een "natuurdividend" van € 450 - 350 miljoen per jaar (zie Kader 2-1 voor een toelichting op deze berekening).
- Bade et al. (2000): baten voor Utrechtse heuvelrug.
Waardestijging huizen door nabijheid groen is 17%. Dit leidt tot een toegenomen OZB (onroerendzaakbelasting) van ruim € 2 miljoen per jaar. Dit bedrag wordt in de studie opgevoerd als een baat van de Utrechtse heuvelrug.
- Extra OZB-belasting door natuur in andere gebieden:
 - Brabantse Biesbosch: € 0.34 miljoen/jaar (Bade et al., 2000).
 - Kuindermeer (gepland tussen Noord-Oostpolder en Overijssel): € 1.16 miljoen/jaar (Reinhard et al., 2003; *fide* Jongeneel et al., 2005).
 - Roerdal: € 1.0 miljoen/jaar (Wijnen et al. , 2002; *fide* Jongeneel et al., 2005).
 - Vechtplassengebied: € 578 miljoen/jaar (Bade & Van der Schroeff, 2006).
- Bade & Van der Schroeff (2006): extra overdrachtsbelasting Vechtplassen.
De 15% waardestijging van huizen door de aanwezigheid van water en natuur in het Vechtplassengebied bedraagt, in geld uitgedrukt, totaal € 705 miljoen. Gemiddeld eens in de 8 jaar wordt een huis verkocht, waarbij 6% overdrachtsbelasting ten goede komt aan de rijksoverheid. Dat is voor het Vechtplassengebied een bedrag van € 5.3 miljoen per jaar.

Economen kunnen financiële baten en waarden van projecten, dus ook van een 'natuurproject' in elkaar omzetten. Dat gebeurt via de Netto Contante Waarde, NCW:

$$NCW = \sum_{t=0,T} \frac{(B_t - C_t)}{(1+r)^t}$$

Hierin is t het projectjaar, T de totale projectduur (jaar), B en T zijn de totale baten en kosten van het project, en is r de disconteringsvoet. Beschouwt men alleen de baten, dan zou men, denken wij, moeten spreken van Bruto Contante Waarde. Kuik et al. (2006) becijferden zo de waarde van de EHS op 62 miljard euro (baten € 4.5×10^9 /jaar, $T = 20$ jaar, $r = 4\%$)⁵.



Figuur 2-2. Netto contante waarde NCW als functie van projectduur T bij een netto baat van 1 euro per jaar ($B_0 - C_0 = € 1/\text{jaar}$) en vier verschillende disconteringsvoeten.

Discontovoet en looptijd zijn onderwerp van discussie. Voor overheidsprojecten in Nederland geldt sinds 1995 een voorgeschreven discontovoet van 4%; in Duitsland wordt met 3% gerekend, in Frankrijk met 8% en de Europese Commissie stelt dat 5% een geschikt uitgangspunt is.

Bij een investering in bijvoorbeeld gebouwen of dijken kan de projectduur worden afgestemd op de afschrijving. Bij het berekenen van de baten van natuur, echter, moet men zich afvragen welke betekenis een projectduur van bijvoorbeeld 20 jaar heeft (studie Kuik et al., 2006). Blauwgraslanden stammen uit de Middeleeuwen en hoogvenen kunnen wel 7000 jaar oud zijn, dat zijn dus 'projecten' met een zeer lange duur. Overigens is, bij een discontovoet van 4%, de netto contante waarde na een looptijd van 100 jaar nagenoeg constant (ruim 25 keer de jaarlijkse baat).

⁵ Met deze gegevens komen wij uit op 66 miljard euro; dit is verklaarbaar wanneer de totale baat in Kuik et al. (2006) ruimschoots naar boven is afgerond.

Gestegen bedrijfsomzet

- ECORYS-NEI (2002): baten voor recreatie in Nederland.
In het jaar 2000 waren er 278 miljoen overnachtingen in of in de nabijheid van de natuur, met een gemiddelde besteding van € 21.90. Tevens vonden er 171 miljoen dagtochtjes in de natuur plaats waarin per persoon tussen de € 1.2 en € 7.2 werd besteed. Ergo: de baten van natuurgerelateerde recreatie bedragen in Nederland € 6.1 - 7.3 miljard per jaar.
- Bade & Faber (2005): baten van natuur in Overijssel.
Een fractie van de toegevoegde waarde van ondernemingen kennen de auteurs toe aan de aanwezigheid van natuur (onduidelijk is hoe men aan die fractie komt). Via statistische gegevens van het CBS leidt dat tot een aan de natuur toegeschreven toegevoegde waarde van € 224 miljoen per jaar. De onderscheiden sectoren die van de natuur profiteren zijn: detailhandel, gezondheids- en welzijnszorg, horeca, landbouw, jacht, bosbouw/visserij, milieudienstverlening, cultuur, recreatie, verhuur, winning delfstoffen, winning water en windenergie.
- Jongeneel et al. (2005): baten voor Brabantse Biesbosch.
Ondernemers geven in een enquête door Bade et al. (2000) aan dat gemiddeld 17 % van hun omzet is toe te schrijven aan natuur (detailhandel 8%, horeca 40%, vervoer 24%)⁶. Op basis van winstmarges per sector in het Roerdal (detailhandel 6.2%, horeca 14.3%, vervoer 7%) en omzetgegevens per sector komen Jongeneel et al. (2005) tot een schatting van natuurgerelateerde nettowinst in de Brabantse Biesbosch van € 2.6 miljoen per jaar (horeca 1.6, detailhandel 0.6, vervoer 0.4 miljoen per jaar).

Toeristenbelasting

In 2001 werd in Overijssel € 2,2 miljoen aan toeristenbelasting geïnd, voor een belangrijk deel door de aanwezigheid van natuur (Bade & Faber, 2005).

Voor het Vechtplassengebied kwamen Bade & Van der Schroeff (2006) uit op € 623 miljoen toeristenbelasting, toe te schrijven "aan de aanwezigheid van het water c.q. de natuur". "Immers", zo schrijven de auteurs, "als hier een lelijk agrarisch landschap was gelegen of een kassengebied was gesitueerd waren hier geen toeristen en recreanten gekomen en zou dus ook geen of nauwelijks toeristenbelasting worden geïnd".

Regulatiewaarden

De baten die voortvloeien uit de regulatiefunctie van de natuur, worden in de praktijk afgeleid uit de vermeden kosten ten gevolge van deze regulatiefunctie. Enkele voorbeelden:

⁶ Volgens Bade & Van der Schroeff (2006) zitten in dergelijke enquêtes grote onzekerheden, maar "leert de praktijk" dat de gehanteerde toedelingspercentages altijd onderschattingen zijn. In een studie naar de natuurbaten van Nationaal Park de Veluwe bedroeg het toerekeningspercentage 30%, in een studie voor de baten van water in het Vechtplassengebied, 3%.

Zuivering van water

In natuurgebieden is het grondwater meestal schoner dan in andere gebieden. Door de kosten voor het zuiveren van water uit de grond van een natuurgebied te vergelijken met water dat niet uit een natuurgebied komt, kan worden geschat wat de baten zijn van natuur op het gebied van waterzuivering. Voor Overijssel is zo berekend dat door de natuur jaarlijks € 13,3 miljoen aan zuiveringskosten wordt bespaard (Bade & Faber, 2005). De zuiveringskosten in Overijssel werden hiertoe vergeleken met de zuiveringskosten in de vijf 'vieste' provincies van Nederland. Op een vergelijkbare manier berekenden Bos & Vleugel (2002) voor heel Nederland een natuurbaat door vermeden zuiveringskosten van € 35 miljoen per jaar. In Bade & Van der Schroeff (2006) is dit opgelopen tot € 93 miljoen (Tabel 2-1).

Tabel 2-1. Berekening door Bade & Van der Schroeff (2006) van vermeden kosten, ten gevolge van de natuur, van het zuiveren van drinkwater.

	Onttrekking in 10 ⁶ m ³ /jaar		
	Nederland	Zuivering natuur	Natuurwater
Onttrekkingen grondwater	695 000	80%	556 000
Onttrekkingen natuurlijk	11 000	80%	8 800
Onttrekkingen oevergrondwater	60 000	80%	48 000
Onttrekkingen oppervlaktewater	490 000	10%	49 000
Totaal	1 256 000		661 800

	Gemiddelde zuiveringskosten in €/m ³
Onder natuur	0.534
Onder alternatieve landgebruiksvorm	0.674
Vermeden zuiveringskosten	0.140

Totale vermeden kosten in 10⁶ €/jaar	92 652
--	---------------

Opslag van CO₂

Natuurgebieden kunnen koolzuurgas opslaan in biomassa en zo een bijdrage leveren aan de bestrijding van het broeikaseffect. De aanwezigheid van natuur, en dan met name bossen en veenvormende veengebieden, zou ervoor zorgen dat de kosten voor het terugdringen van de CO₂ uitstoot, nodig in het kader van het Kyoto protocol, kunnen worden vermeden.

Ruijgrok et al. (2004) rekenen met een baat volgens de zogenaamde OEI-leidraad⁷ van € 50 per ton CO₂ en komen zo tot een jaarlijkse baat van € 45 988

⁷ Overzicht Effecten Infrastructuur. De OEI-leidraad is bedoeld om op een systematische en uniforme wijze de monetaire kosten en baten van infrastructurele projecten te schatten.

die verloren zou gaan wanneer bossen zouden worden gekapt bij de aanleg van de IJzeren Rijn. Voor de Brabantse Biesbosch en Utrechtse heuvelrug werd door Bade et al. (2000) een jaarlijkse baat berekend van respectievelijk € 44 000 en € 320 000, gebaseerd op een prijs van € 23 per vermeden ton CO₂. Tenslotte berekenden Bade & Faber (2005) op basis van € 9 per ton CO₂ volgens de emissierechten van het Kyoto-protocol, voor de provincie Overijssel een baat van € 850 000 per jaar door opslag in bossen.

Zuivering van lucht

Van bossen gaat een zuiverende werking op de luchtkwaliteit uit. De ziektekosten die daardoor worden vermeden zouden als baat kunnen worden opgevat. Bedragen hierover zijn we in de literatuur niet tegengekomen, maar wel de volgende informatie (ontleend aan een artikel in *Trouw* van Bade, 2005) in een wervende brochure over natuur en economie van het ministerie van LNV (2006):

“In Nederland veroorzaakt de luchtverontreiniging met roetdeeltjes en fijn stof door wegverkeer elk jaar 4 000 tot 7 500 doden. Dat is 3 tot 5 procent van alle sterfgevallen. Mensen die aan een drukke weg wonen overlijden gemiddeld een jaar eerder, dan mensen die minder aan verkeersvervuiling bloot staan. Ongeveer 5 procent van alle Nederlanders loopt een verhoogd risico, met name mensen die in de grote steden wonen. Bomen zorgen voor schone(re) lucht. Geschat wordt dat een kleine groenstrook tussen de weg en woningen al leidt tot een verlaging van de concentratie van stofdeeltjes met minstens 10 procent. Meer groen betekent dus minder schadelijke luchtvervuiling. De Raad van State keurt bouwprojecten af die de normen van luchtvervuiling overschrijden. Als er nu bij een bouwproject tijdig bomen en planten worden aangelegd, kunnen die zorgen voor schone lucht. Dit kan er dus toe bijdragen dat de normen voor luchtvervuiling niet worden overschreden. Hierdoor kan economische schade als gevolg van het stilleggen van zo'n project worden tegengegaan en dat is natuurlijk gunstig.”

Bescherming tegen overstroming

ECORYS-NEI (2002) heeft uitgerekend welke baat de Nederlandse kustduinen vertegenwoordigen door hun beschermde functie tegen overstromingen door de zee. De resultaten van deze berekening zijn overgenomen in de met enige publiciteit omgeven studie van Kuik et al. (2006), die op basis van literatuuronderzoek de baten van de EHS becijferden. Samengevat komt de berekening op het volgende neer:

Als Nederland geen duinen had, hadden we 110 km zeedijk moeten aanleggen. De kosten daarvan worden geschat op € 11 miljard. Met een looptijd van 80 jaar en een discontovoet van 4% komt dit overeen met een jaarlijkse baat van € 440 miljoen⁸. Die zeedijk moet ook onderhouden worden, wat jaarlijks € 660 miljoen kost. Van de andere kant zijn aan de duinen de kosten van zandsuppletie verbonden: € 40 miljoen per jaar. Ergo: de

⁸ zie Kader 2-1: $11 \times 10^9 = \sum_{t=0,80} \frac{B}{1.04^t} \rightarrow B = 0.44 \times 10^9$

Nederlandse kustduinen leveren aan veiligheid een jaarlijkse baat op van 440 + 660 - 40 = € 1 060 miljoen.

Belevingswaarden

In de bedrijfsomzet van natuurgerelateerde bedrijven en in de prijzen van huizen in het groen komt al tot uitdrukking dat de natuur een belevingswaarde vertegenwoordigt.

In de literatuur wordt de belevingswaarde van natuur vaak vastgesteld via de *reiskostenmethode*, waarin wordt onderzocht hoeveel geld en tijd mensen besteden aan een reis naar een natuurgebied (Bos, 2003; Jongeneel et al., 2005). ECORYS-NEI (2002) berekenden via de reiskostenmethode een jaarlijkse natuurbaat van € 420 miljoen: in 2000 waren er 171 miljoen dagtochten naar natuurgebieden, met een gemiddelde reistijd van 37.3 minuut en samen met informatie over reistijdwaardering levert dit de genoemde baat op.

Ook zou het beleven van natuur zorgen voor minder ziektekosten. ECORYS-NEI (2002) becijfert deze natuurbaat op € 2 miljard per jaar, vooral door besparing op het aantal ziektedagen en op de medische kosten. In de publicatie wordt verondersteld dat natuur per werknemer zorgt voor een besparing van 1 ziektedag, wat voor heel Nederland overeenkomt met een bedrag van € 1.6 miljard. Tevens neemt men aan dat de € 35.2 miljard uitgaven aan medische kosten zonder natuur 1 % hoger zou zijn geweest. Natuur zou dus € 350 miljoen aan medische kosten besparen.

Biodiversiteitswaarden

Bulte & Van Soest (1999) hebben de economische baten van biodiversiteit proberen te kwantificeren. Preciezer gezegd: ze hebben berekend hoeveel baat de farmaceutische industrie heeft bij het beschermen van soorten op aarde. Dat deden ze door schattingen over de snelheid van uitsterven van soorten te combineren met schattingen van de farmaceutische waarde van de genetische informatie die door uitsterven verloren gaat. Ze komen dan op een mondiaal waardeverlies door uitsterven van maximaal 45 miljoen dollar per jaar. Bescherming van biodiversiteit levert dus een jaarlijkse farmaceutische baat op van 45 miljoen dollar, wereldwijd. De auteurs concluderen dat deze baat verwaarloosbaar klein is en ze verwachten dat dezelfde conclusie kan worden getrokken over het belang van biodiversiteit voor de landbouw.

Een meer gebruikelijke manier om achter de monetaire waarde van biodiversiteit te komen is via de *conditionele waarderingmethode*: via een enquête probeert men er achter te komen wat men overheeft voor het behoud van bijvoorbeeld de Zeehond of een natuurgebied. Het gaat om een betalingsintentie (*willingnes to pay*).

Aan bezoekers van het Roerdal werd gevraagd of zij een bedrag zouden willen overmaken voor het behoud van natuur en landschap in een gebied vergelijkbaar met het Roerdal, dat zij waarschijnlijk niet zouden gaan bezoeken (Wijnen et al., 2002). De helft van de bezoekers gaf aan een bedrag te willen overmaken. Hieruit blijkt dat het gebied ook van waarde is voor

mensen die er niet direct zelf gebruik van maken. Een minimale schatting van deze waarde voor het Roerdal is ongeveer € 7.5 miljoen.

Volgens ECORYS-NEI (2002) zou de betalingsbereidheid voor de natuur in Nederland kunnen liggen rond de € 7 miljard per jaar. Men baseert dit door de resultaten per hectare uit enkele gebiedsstudies (Waddenzee, Oostvaardersplassen, Voorne's duin) te extrapoleren naar de natuur in heel Nederland.

2.3 Wat zijn de cijfers waard?

In de vorige paragraaf hebben we enkele methoden gepresenteerd om de baten van natuur in geld uit te drukken. De aangehaalde literatuur is daarbij verre van volledig geweest, maar we menen dat we wel een representatief beeld hebben kunnen geven van de soort studies dat de laatste jaren de aandacht trekt. Helaas zijn we van mening dat de in de meeste studies geproduceerde monetaire natuurbaten boterzacht zijn, zoals we hieronder in ons commentaar op de berekeningswijzen zullen laten zien.

Definitie van natuur

In geen van de studies wordt het begrip 'natuur' afgebakend en in enkele studies worden natuur en landschap samengevoegd. Door zo ruimhartig met begrippen om te gaan worden de baten van natuur opgeschroefd. Enkele voorbeelden:

- Productie van hout wordt als een natuurbaat gezien. De meeste bomen in Nederland zijn echter aangeplant, soms op bodems die daarvoor niet zo geschikt zijn en vaak betreft het exoten. Productiebossen in Nederland behoren tot de soortenarmste ecosystemen van Nederland en vanuit het oogpunt van biodiversiteit zouden ze daarom beter gekapt kunnen worden. Het verschil tussen een maïsakker en een akker met bijvoorbeeld Douglas of Fijnspar, is niet wezenlijk.
- In de LNV-brochure over de economische waarde van natuur en landschap (LNV, 2006) worden de bloembollenvelden en de Keukenhof opgevoerd: die brengen veel geld door toerisme op. Als we op deze wijze rekenen kunnen we ook stadslandschappen en industriële landschappen bij een batenanalyse betrekken.
- De baten van wonen in het groen zijn volgens de studies aanzienlijk, maar wat is dat groen eigenlijk? Uit een studie van Van Leeuwen (1997) blijkt dat de huizenprijs vooral omhoog gaat door 'lokaal groen', het groen waar de huizenbezitter op uitkijkt. De baten die voortvloeien uit een groene aankleding van een stadswijk, bijvoorbeeld, worden dus opgevoerd als natuurbaat.

Vermeden kosten als baten

De baten die vooral voortvloeien uit de regulatiewaarden van natuur worden berekend als de vermeden kosten door de aanwezigheid van natuur. De baten zijn gelijk aan het verschil in kosten in een referentiesituatie zonder

natuur en de huidige situatie met natuur. Zo komt men tot hoge bedragen voor vermeden kosten voor waterzuivering en voor bescherming tegen de zee. Deze berekeningswijze lijkt ons zeer dubieus:

- De keuze van de referentie is willekeurig. Bij waterzuivering kan men de baten opschroeven door een ernstig verontreinigde winning als referentie te kiezen. Voor de beschermende werking van de kustduinen koos ECORYS-NEI (2002) als referentie een zeedijk, maar men had evengoed als referentie een door zeewater overstroomd Laag-Nederland kunnen nemen, dan waren de baten enorm geweest.
- Wanneer we de kuststrook vol zouden bouwen met huizen, zou hij ons nog steeds beschermen tegen overstromingen. Als we goede riolen aanleggen en zorgen dat het regenwater op wegen en daken niet wegvloeit naar het grondwater, kan worden gebouwd op de Veluwe zonder dat hiermee de grondwaterkwaliteit in gevaar komt. Nog meer monetaire baten levert de Veluwe op wanneer we er eerst op grote schaal zand en grond winnen, en dan pas die huizen bouwen.
- Voor andere landgebruiksfuncties dan natuur worden ook niet zulke berekeningen gemaakt. Stel dat we dat wel zouden doen, dan zouden we baten van grasland kunnen berekenen door een vergelijking te maken met een maïsakker (wordt meer mest op uitgereden, dus hogere kosten voor waterzuivering), en de baten van het centrum van Amsterdam zouden we bepalen door een vergelijking te maken met bijvoorbeeld een weiland (met gemiste inkomsten uit OZB en bedrijvigheid).
- *Als vermeden kosten mogen worden opgevoerd als baten, is er geen enkele reden waarom misgelopen baten niet zouden mogen worden opgevoerd als kosten.*
Dus: als een batenpost van de Veluwe de vermeden kosten voor drinkwater is, dan is een kostenpost van dit natuurgebied dat inkomsten en belastinggeld worden gemist omdat er geen huizen en bedrijventerreinen mogen worden gebouwd.

Het opvoeren van vermeden kosten als baten lijkt ons al met al geen acceptabele manier om bestaande natuurgebieden te waarderen. De benadering is wel bruikbaar bij een *verandering* van grondgebruik, zoals bij de uitbreiding van de EHS of de vernietiging van natuur door uitbreiding van industrieterrein: wanneer de Veluwe wordt volgebouwd, houd er dan rekening mee dat de kosten voor waterzuivering zullen stijgen.

Over de baten door CO₂ opslag merken Jongeneel et al. (2005) nog op dat het onduidelijk is aan wie die toekomen. Bovendien wordt opslag van CO₂ in *bestaande* natuurgebieden niet meegerekend bij de reductiedoelstellingen van Kyoto.

Bereidheid te betalen

De methode om via een enquête te achterhalen wat de mensen over hebben om natuur in stand te houden, is vaak bekritiseerd. Het gaat om een betalingsintentie, niet om het werkelijk betalen, en de uitkomsten van een dergelijke enquête zijn erg afhankelijk van de vraagstelling (o.a. Jongeneel et al., 2005; Ruijgrok et al., 2004). Het is, tenslotte, de vraag wat zo'n bedrag

betekent en hoe het moet worden meegewogen bij andere baten van de natuur. De wereld geeft honderden miljoenen dollars uit aan ontwikkelingshulp aan Afrika (geen betalingsintentie, maar werkelijke betaling), maar dat zegt toch niets over de waarde van een mensenleven in Afrika?

Diverse dubieuze schattingen en slecht onderbouwde aannamen

Natuurlijk moeten monetaire baten van natuur soms worden gebaseerd op schattingen of aannamen. Daar hebben we alle begrip voor. Wanneer die schattingen echter op niets zijn gebaseerd of wanneer van te voren voorzien kan worden dat ze tot overdreven baten leiden, wordt de berekeningswijze dubieus.

- Het 'natuurdividend' van €450 - 1350 miljoen per jaar door gestegen huizenprijzen baseert ECORYS-NEI (2002) op een oppervlakte aan natuur van 35 000 km². Dat is gelijk aan de totale landoppervlakte van Nederland.
- De raming door ECORYS-NEI (2002) van € 2 miljard baten door vermeden ziektedagen en ziektekosten is gebaseerd op schattingen die in het geheel niet zijn onderbouwd. In het rapport wordt toegegeven dat het om rekenvoorbeelden gaat, maar evengoed wordt de € 2 miljard opgevoerd in de totale natuurbaten van Nederland (12.9 - 21.0 miljard euro).
- Bade & Faber (2005) kennen in hun studie naar de baten van natuur in Overijssel, een fractie van de toegevoegde waarde van ondernemingen toe aan de aanwezigheid van natuur, maar het is volkomen onduidelijk waar die fractie op gebaseerd is.
- ECORYS-NEI (2002): alle dagtochten naar en overnachtingen in de nabijheid van natuurgebieden worden als baat van natuur opgevoerd. Mensen gaan echter ook naar 'de nabijheid van natuurgebieden' (waar ligt de grens voor 'nabijheid'?) om een congres te bezoeken, een patiënt in een rusthuis, een tante.
- De € 7 miljard betalingsbereidheid van de Nederlanders die ECORYS-NEI (2002) is gebaseerd op drijfhout. Getallen over de betalingsbereidheid van afzonderlijke gebieden (€ 2 300 per ha voor de Waddenzee, € 10 000 ha⁻¹ voor de Oostvaardersplassen, € 380 000 ha⁻¹ voor Voorne's duin en € 200 000 ha⁻¹ voor het getijdengebied) zijn in de studie op een niet toegelichte wijze geëxtrapoleerd naar alle natuur in Nederland, en dat levert dan een jaarlijkse baat op van € 7 miljard. Dat is € 1000 per huishouden en € 2000 per ha land, gemiddeld over heel Nederland (35 000 km²).

Wie int de baten?

Soms (Bade et al., 2000; Bade & Faber, 2005; Bade & Van der Schroeff, 2006; ECORYS-NEI, 2002) staan in een overzicht baten, die door verschillende partijen worden geïnd. Bade & Van der Schroeff (2006) presenteren bijvoorbeeld voor het Vechtplassengebied in één overzicht zowel de baten

voor ondernemers (extra omzet), de baten voor de gemeentelijke overheid (toeristenbelasting, forensenbelasting, haven- en kadegelden, extra OZB) als de baten voor de rijksoverheid (overdrachtsbelasting).

Extra OZB komt ten goede aan de gemeente maar het wordt vreemd als in eenzelfde overzicht dan tevens de natuurgerelateerde extra omzet van bedrijven staat. Voor die bedrijven (en de huiseigenaren!) is de OZB namelijk een kostenpost. Voor het Rijk betekent een hoge huizenprijs, extra uitgaven in verband met de hypotheekaf trek: een last dus. Volgens Jongeneel et al. (2005) overtreft de hypotheekaf trek de OZB en is er dus sprake, voor de overheid, van een netto-kostenpost.

Het is dus nodig duidelijk te maken voor welke partij een overzicht van baten is bedoeld. Jongeneel et al. (2005) maken daartoe een nuttig onderscheid tussen een *economische analyse* en een *financiële analyse*. In een economische analyse gaat het om de effecten van een project voor de economie als geheel. In een financiële analyse gaat het om het bepalen van de inkomsten en uitgaven van een project. Als het een project van de overheid is, geeft een financiële analyse weer wat een project betekent voor Neerlands schatkist.

Kijken we alleen naar de gestegen huizenprijzen, dan moet het bedrag dat de verkoper van het huis bij een transactie extra zou krijgen door de koper worden betaald. In principe gaat het hier om een inkomenstransfer die als zodanig geen effect heeft op het nationale inkomen. Het effect van de vermogensstijging speelt in de economische analyse alleen een rol indien ze tot een verandering in economische activiteit leidt. De overdracht van een huis van de ene eigenaar naar de andere voldoet daar niet aan.

Wegvloeien van baten

Extra baten van natuur vloeien gedeeltelijk weg naar andere sectoren in de economie.

Een gemeente int OZB om haar taken te kunnen vervullen en die uitgaven stijgen niet evenredig met de huizenprijs. Met andere woorden, als de gemeente een woonwijk in het groen aanlegt waar de OZB relatief hoog is, komt die extra OZB niet geheel ten goede aan het onderhoud van gemeentewegen en parken, aan culturele voorzieningen en aan andere gemeentelijke uitgaven. De relatief dure huizen zullen ervoor zorgen dat elders in de gemeente de OZB omlaag kan.

Extra baten uit het toerisme en bedrijven gaan grotendeels ten koste van baten elders. Als er meer pannenkoeken worden gegeten op de Veluwe, gaat dat gedeeltelijk ten koste van de horecaconsumptie in Amsterdam. Belangrijk bij het berekenen van baten is de *Harberger-regel*, die kortweg zegt dat indirecte kosten en baten op goed functionerende niet door overheidsinterventie beïnvloede markten, tegen elkaar wegvallen en daarom niet in de analyse moeten worden meegenomen (Jongeneel et al. 2005).

“Als gevolg van natuurprojecten veranderen de inkomsten uit recreatie. De vraag is of dit doorwerkingseffect als een bate van natuurprojecten moet worden gezien? Het antwoord gebaseerd op de Harberger regel is waarschijnlijk ‘nee’. Immers cruciaal is niet of er sprake is van een effect op recreatie, maar ook of er sprake is van verstoring op de recreatiemarkt. Als dit

niet het geval is dan hoeft het doorwerkingseffect van recreatie niet in de analyse te worden meegenomen. Tegenover de extra recreatieactiviteit die het natuurproject induceert staat immers dat elders in de economie productiefactoren aan activiteiten worden onttrokken. Met andere woorden, tegenover de baten van extra recreatie (bijv. toename van het producentensurplus) staat een min of meer gelijk bedrag aan kosten. De productiefactoren worden als het ware uit andere sectoren waarin zij eerder hun emplooi vonden tegen een nagenoeg gelijke beloning onttrokken. Tegenover de extra toegevoegde waarde die in de recreatiesfeer wordt gerealiseerd staat een even groot verlies aan toegevoegde waarde elders in de economie." (Jongeneel et al., 2005)

Jongeneel et al. (2005) stellen voor om aan te nemen dat de extra economische activiteit die ontstaat als gevolg van het natuurbeleid voor 25% echt extra is en geen andere economische activiteit verdringt.

Sommatie van overlappende posten

In verschillende studies worden de batenposten bij elkaar opgeteld, dan wel in één overzicht gepresenteerd zodat de suggestie ontstaat dat de posten optelbaar zijn. Zoals we in het begin van deze paragraaf al aangaven overlappen de posten elkaar gedeeltelijk, en mogen ze dus niet worden opgeteld. Dat mensen bijvoorbeeld geld over hebben voor groen blijkt uit de contributies aan natuurorganisaties, gestegen huizenprijzen, reiskosten naar natuurgebieden. Die posten overlappen met de via een enquête verkregen 'bereidheid tot betalen': wat men bereid is, is gedeeltelijk ook gerealiseerd.

2.4 Nabeschuiving

Hoewel we niet geschoold zijn in de economie van natuur, menen we dat het verantwoord is als we concluderen dat in spraakmakende publicaties over de baten van natuur, de gepresenteerde bedragen sterk zijn overdreven. Het in de inleiding bij dit hoofdstuk (§2.1) genoemde bedrag van € 4 000 - € 6 000 natuurbaten per ha per jaar doet het misschien goed in politieke discussies, maar kunnen we niet serieus nemen (zie ook Kader 2-2 op p. 30).

Gedegen onderzoek naar natuurbaten met minder spectaculaire baten vindt ook plaats. Dit trekt echter minder de aandacht. Enkele voorbeelden:

- Ruijghok et al. (2003) geven een overzicht van methoden en monetaire posten in maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA). De studie is vrij theoretisch en wordt alleen heel beperkt uitgewerkt aan de hand van een fictieve casestudie (geïnspireerd op de IJzeren Rijn): de aanleg van de Gouden Rail, een spoorlijn tussen Antwerpen en het Roergebied. Gesignaleerd wordt dat er een gebrek aan kentallen is om alle welvaartseffecten goed te kunnen kwantificeren. NB: de studie gaat over het beoordelen van een *ingreep*, niet om het waarderen van bestaande natuur.
- Ook Bos (2003) geeft een theoretische beschouwing over het waarderen van natuur in een MKBA. De publicatie bevat geen concrete rekenvoorbeelden.

- Een vergelijkbare studie als Ruijghok et al. (2003) is die van Almaši et al. (2004). Een theoretisch verhaal over het meenemen van natuurbaten in een MKBA, dat echter is uitgewerkt voor vier grote infrastructurele projecten. Bij de IJzeren Rijn blijkt dat op een financiële manier te zijn gedaan: de waarde van de ecologie is in dit project geschat op basis van kosten om negatieve effecten (verstoring, versnippering, areaalverlies) te voorkomen (compensatiebeginsel). Bij uitbreiding van Schiphol blijken effecten op de natuur niet te zijn meegenomen, bij aanleg van de Zuiderzeelijn met kwalitatieve aanduidingen (plusjes en minnetjes), en bij de Hoge Snelheidslijn Oost blijkt 'landschap' als een PM post te zijn opgevoerd. Ook in deze studie wordt gewag gemaakt van een schrijnend gebrek aan kentallen voor het waarderen van natuur. Niettemin concluderen de auteurs optimistisch:

"Op korte termijn is de beste mogelijkheid om de natuurinclusieve MKBA een volwaardige plaats te geven in de besluitvorming door de stap te zetten van wetenschappelijke discussies naar praktische invulling. Dat kan door op interdepartementaal niveau overeenstemming te bereiken over de te hanteren methoden..." "Door gewoon te beginnen komen gaandeweg de knelpunten bij de praktische toepassingen boven water, waarvoor vervolgens ook praktische oplossingen gevonden kunnen worden"

- Nijhof et al. (2003) vergeleken de monetaire kosten met de baten (in termen van aantal doelsoorten) voor het beschermen van het natuurdoeltype Moeras in de Nieuwkoopse plassen en de Weerribben. Conclusies waren moeilijk te trekken want de benodigde gegevens waren gebrekkig en er was sprake allerlei van allerlei versturende invloeden op de relatie tussen beschermingsinspanning en natuurbaten:

"Duidelijk is dat de relatie kosten en realisatie natuurdoelen erg complex is en nog nadere verkenning behoeft".

- Een uitstekend overzicht van methoden om de baten van natuur te monitaren wordt gegeven in Jongeneel et al. (2005). Op basis van gegevens uit de literatuur presenteren de auteurs voor een vijftal gebieden (EHS, Roerdal, Brabantse biesbosch, Utrechtse heuvelrug, Kruindermeer) zowel de monetaire kosten als de monetaire baten. Ze doen dat voor zowel een financiële analyse als een economische analyse, en ze houden daarbij rekening met de Harberger-regel⁹ en zogenaamde multiplier-effecten (effecten die doorwerken op andere sectoren in de economie). De aanleg van de EHS blijkt bijvoorbeeld € 14.8 miljard te kosten, waar voor de economie als geheel, € 7.1 miljard aan baten tegenover staan. In de economische analyse resulteert dit in gediscoteerde jaarlijkse netto kosten van € 795 per hectare¹⁰.

In een nabeschuiving op de vier andere studies merken Jongeneel et al. (2005) het volgende op:

⁹ Zie p. 27.

¹⁰ Vreke en Veenenklaas (1997; *fide* Lammerts et al., 2001) komen op € 900 ha⁻¹jr⁻¹

“Benadrukt wordt dat het belangrijk is om te expliciteren voor wie de analyse wordt gemaakt. Onduidelijkheid over deze vraag maakt de analyse onduidelijk. Het in beschouwing nemen van meerdere actoren en vervolgens optellen van kosten en baten over actoren, geeft wel een geaggregeerd bedrag, maar is geen garantie dat zo een goede maatschappelijke kostenbatenanalyse wordt gedaan. Het leidt dikwijls tot niet te definiëren uitkomsten. Bij de hier gepresenteerde casestudies bleek dat wat soms als maatschappelijke KBA werd gepresenteerd in werkelijkheid een mix was van een financiële en economische analyse.

Een generalisatie die wel kan worden gemaakt is dat de effecten van de stijging van onroerend goed (inkomst voor de overheid) en de hypotheekrenteaftrek (belastinguitgave voor de overheid) per saldo negatief uitvallen. De onroerend zaakbelasting (ozb) werd in Wijnen et al. (2002), bijvoorbeeld, wel meegenomen, maar het hypotheekrenteaftrek effect werd in alle eerdere studies vergeten. Dit leidde tot een te positief beeld voor de gevolgen van natuurprojecten op het overheidsbudget. Juist omdat de directe baten vaak niet op geld waardeerbaar zijn en de secundaire baten vaak gering zijn, kan het eenzijdig meenemen van bepaalde inkomsten voor de overheid tot een vertekening van de beeldvorming leiden.

Dit geldt niet alleen voor ozb en hypotheekrente, maar nog sterker voor de berekende BTW-effecten. In Wijnen et al. (2002), bijvoorbeeld, zijn de indirecte baten bepaald, op basis waarvan vervolgens een schatting is gemaakt van de btw inkomsten. Dit is in het project een relatief grote bate, die er uiteindelijk toe bijdraagt dat de nettobaten van het project positief worden. Echter, er is geen rekening is gehouden met de omzetvermindering en het daaraan gekoppeld btw-verlies elders in de economie.”

Er is dus wel deugdelijk onderzoek naar de baten van natuur, maar dit onderzoek is soms erg theoretisch. Als de theorie dan in de praktijk wordt toegepast, door de baten van concrete natuurgebieden te bepalen, blijkt er een schrijnend gebrek aan gegevens en kentallen over natuur te zijn. Bovendien drukken de berekende monetaire baten onvoldoende uit waar het in de natuurbescherming vooral om gaat: behoud van biodiversiteit (en belevingswaarde).

Kader 2-2. De waarde van de echtgenote van een van onze collega's, berekend volgens in de literatuur aangetroffen methoden.

Reiskostenmethode	
• Auto Nieuwegein-Oosterbeek	€ 5 000 jr ⁻¹
Vermeden kosten	
• Hotelkosten (365 × € 40)	€ 14 600 jr ⁻¹
• Sterke drank (52 × € 50)	€ 2 600 jr ⁻¹
• Psycholoog	€ 2 000 jr ⁻¹
Inkomsten echtgenote	€ 10 300 jr ⁻¹
Totale baten	€ 34 500 jr ⁻¹
Contante waarde: € 678 430	
(looptijd 35 jaar, discontovoet 4%)	

3 Waardering van biodiversiteit

3.1 Inleiding

Bij het waarden van biodiversiteit tellen vooral zeldzame en bedreigde soorten en ecosystemen zwaar mee, omdat deze het grootste gevaar lopen uit te sterven. De nadruk op zeldzaamheid en bedreigdheid komt onder meer tot uitdrukking in de zogenaamde Rode lijsten, waarin organismen zijn opgenomen die in het bijzonder bescherming verdienen.

Waarderingstudies zijn vooral uitgevoerd aan de hand van flora en vegetatie omdat planten het meest direct reageren op veranderingen in de waterhuishouding. Ook wij zullen deze studie beperken tot de waardering van het plantendek, hoewel onze bevindingen ook van toepassing kunnen zijn op de fauna. Wij komen daar in Hoofdstuk 4 op terug.

Bij het kwantificeren van de biodiversiteitswaarde van de natuur kunnen verscheidene criteria worden gebruikt. Volgens Margules & Usher (1981) – die negen waarderingsstudies onderzochten – zijn, in volgorde, de vijf meest gebruikte criteria: ‘diversiteit’, ‘zeldzaamheid’, ‘natuurlijkheid’, ‘oppervlakte’ en ‘mate van bedreiging’ (‘bedreigdheid’). In sommige studies worden nog andere criteria genoemd, zoals ‘kwetsbaarheid’, ‘vervangbaarheid’ en ‘uniciteit’.

Het is van belang om duidelijk onderscheid te maken tussen de waardering van *concrete gebieden* (in grootte variërend van een vegetatieopname tot vele km²) en de waardering van *classificatie-eenheden*, zoals soorten, vegetatietypen en ecosysteemtypen. Voor beide zijn andere waarderingscriteria van toepassing: zeldzaamheid en mate van bedreiging worden alleen voor classificatie-eenheden gebruikt, terwijl diversiteit en oppervlakte alleen worden gebruikt voor de waardering van concrete gebieden.

De waarde van een classificatie-eenheid is te vergelijken met de theoretische maximale opbrengst per ha van een landbouwgewas. De waarde van een concreet natuurgebied met de werkelijke gewasopbrengst van een landbouwbedrijf, dat een bepaalde oppervlakte heeft, waar ziekten en insecten het gewas belagen, en waar de voorziening van nutriënten en water niet overal optimaal is.

In dit hoofdstuk bespreken we eerst de betekenis van verschillende criteria en de gegevensbronnen waaraan ze kunnen worden ontleend. Daarna, in § 3.3, komen enkele kwantitatieve waarderingsmethoden aan de orde.

3.2 Criteria voor biodiversiteitswaardering

Natuurlijkheid

Natuurlijkheid kan zowel betrekking hebben op concrete gebieden als op classificatie-eenheden. Volgens Margules & Usher (1981) is dit criterium nauwelijks hard vast te stellen. Ervaring wijst uit dat het in de praktijk

nauwelijks een rol speelt in de waardering van gebieden, ondanks alle aandacht die dit criterium de laatste tijd heeft gekregen.

Vera en geestverwanten (De Bruin et al., 1987) verwijzen bijvoorbeeld graag naar natuurlijke processen in de uiterwaarden: erosie en sedimentatie. Om die processen hun gang te laten gaan worden zomerdijken doorgestoken in vervuilde en gestuwde panden van de Rijn, en worden met bulldozers 'nevengeulen' gegraven op plaatsen waar vroeger nooit een nevengeul heeft gestroomd. Nee, echt natuurlijk is pas bodemvorming onder een beukenbos, waardoor er totaal geen ondergroei meer mogelijk is. Vera c.s. schetsen echter een toekomstbeeld met veel soorten en vooral veel zeldzame soorten (Besanjelier, Zwarte ooievaar, Zwarte populier). Natuurlijkheid is bij hen een middel, niet het doel.

Waar het bij natuurlijkheid vooral om gaat is dat soorten zich spontaan hebben gevestigd. Of dat op een dijkhelling is of op een ongestoorde haarpodzol, maakt voor de waardering niet zoveel uit.

Nationale zeldzaamheid

Het criterium 'zeldzaamheid' wordt alleen toegepast op classificatie-eenheden. Zeldzaamheid is relatief makkelijk te kwantificeren. De nationale zeldzaamheid van vaatplanten kan worden ontleend aan gegevens over het voorkomen van soorten, weergegeven op een nationale raster (Figuur 3-1). Het Rijksherbarium te Leiden bezit gegevens over de verspreiding van 'wilde' vaatplanten in Nederland in twee inventarisatieperioden (1902-1950 en 1950-1980). Deze gegevens, opgeslagen in een raster met cellen die *uurhokken* worden genoemd, zijn gepubliceerd in de driedelige Atlas van de Nederlandse Flora (Mennema et al., 1980; Mennema et al., 1985; Van der Meijden et al., 1989). In de eerste inventarisatieperiode meten de uurhokken 4.16×5 km, in de tweede periode 5×5 km. Op basis van de uurhokgegevens introduceerde Van der Maarel (1971) een maat voor het landelijke voorkomen van plantesoorten, de zogenaamde *uurhokfrequentieklasse (UFK)*, zie Tabel 3-1. De *UFK* is gebaseerd op het aantal uurhokken waarin de soort is aangetroffen, dan wel volgens deskundigenoordeel is aan te treffen. De schaal van de *UFK*'s loopt van 0 (uitgestorven) tot 9 (zeer algemeen).

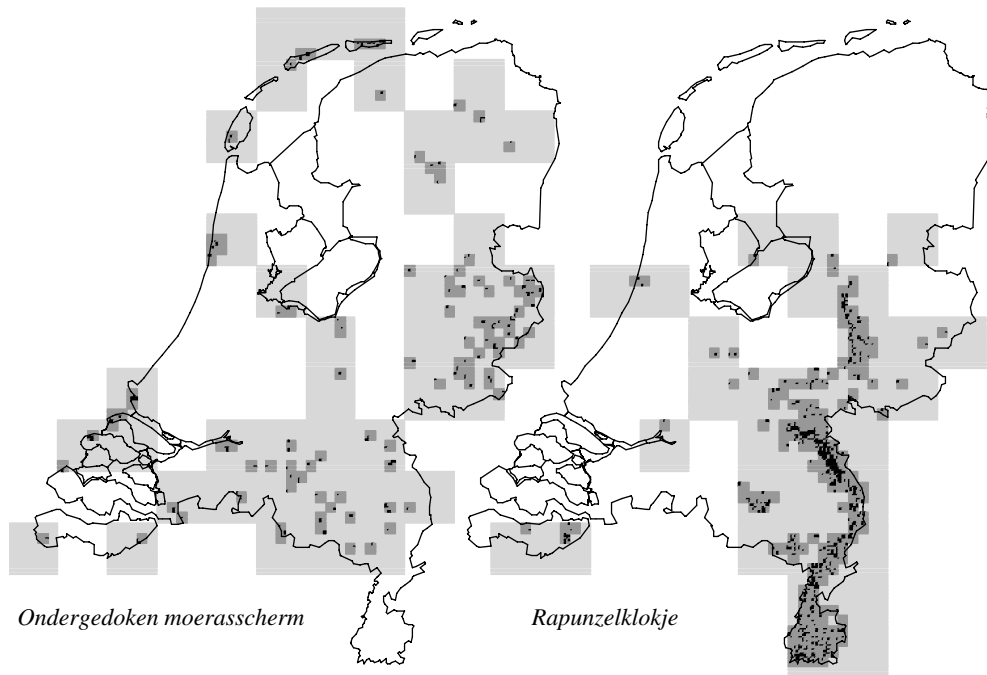
Sinds de jaren negentig van de vorige eeuw zijn de stichting FLORON en het Rijksherbarium bezig om alle betrekkelijk recente (1975-heden) verspreidingsgegevens van plantesoorten per rastercel van 1×1 km in één bestand bijeen te brengen (Van der Meijden et al., 1996). Dit bestand, FLORBASE genaamd, wordt regelmatig aangevuld met nieuwe gegevens en is een belangrijke bron voor onderzoek aan de zeldzaamheid van de Nederlandse flora.

Sinds 1994 bestaat daarnaast het bestand FLORIVON (Kloosterman & Van der Meijden, 1994). Dit bevat gegevens over de verspreiding van vaatplanten in de periode 1900-1950 in zogenaamde *kwartierhokken*: rastercellen van ca. 1.04×1.25 km. Voor de samenstelling van dit bestand werden verspreidingskaartjes uit het IVON-archief gedigitaliseerd.

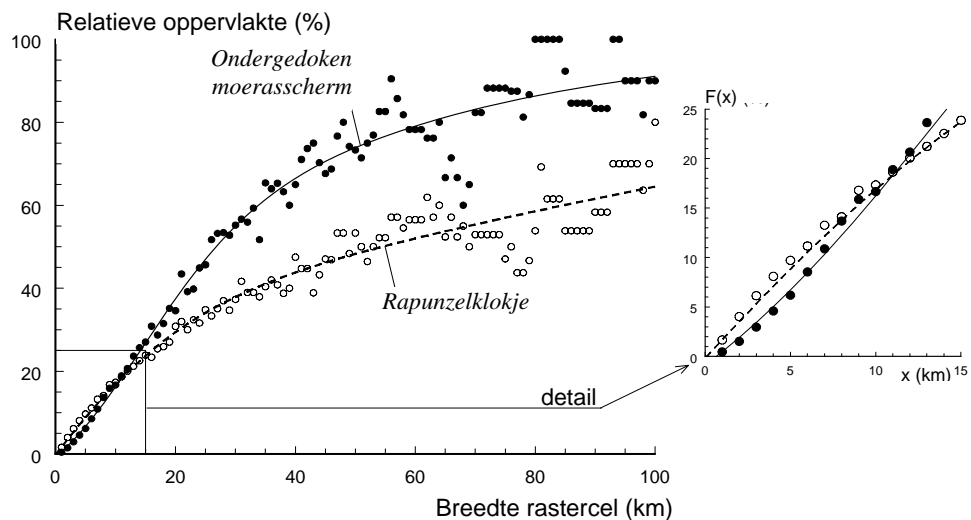
FLORBASE en FLORIVON zijn door Tamis et al. (2003) gebruikt om de mate van voorkomen van soorten te schatten in zogenaamde

kilometerfrequentieclassen KFK voor de periode 1902-1950, 1975-1988 en 1998-2000. In navolging van zijn voorganger loopt ook de KFK-schaal van 0 (uitgestorven) tot 9 (uiterst algemeen) (Tabel 3-1).

Waarschijnlijk zijn uurhokken en daarvan afgeleide UFK's te grof voor natuurwaarderingstoepassingen. Analyses op basis van FLORBASE laten zien dat de volgorde in de zeldzaamheid van soorten op kilometerhokniveau sterk kan verschillen van de aan uurhokgegevens ontleende volgorde (Witte & Torfs, 2003; Figuur 3-2).



Figuur 3-1. Voorkomen van twee soorten in zowel kilometerhokken (zwart), uurhokken (donkergrijs) als hokken van 50x50 km (lichtgrijs) volgens FLORBASE (Witte & Torfs, 2003).



Figuur 3-2. Relatieve oppervlakte die twee soorten met hun rastercellen in Nederland innemen als functie van de breedte van de rastercellen (naar: Witte & Torfs, 2003). Tot een rastercelbreedte van 10 km is Ondergedoken moerasscherm de zeldzaamste soort, daarboven Rapunzelklokje. Figuur 3-1 toont de verspreiding van deze soorten in verschillende resoluties.

Om uit verspreidingsgegevens af te kunnen leiden hoe zeldzaam soorten *werkelijk* zijn, zou de resolutie van het inventarisatieraster in ieder geval moeten aansluiten bij de populatiegrootte van planten. Misschien is het kilometerhok daarvoor geschikt.

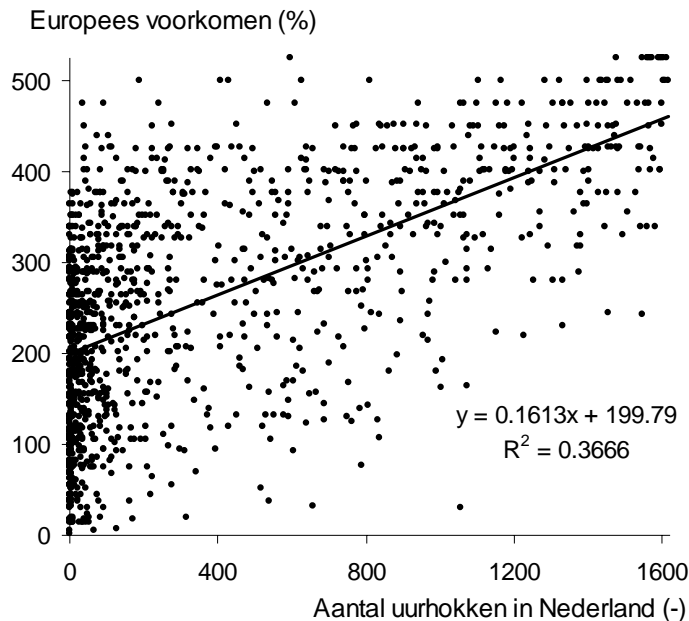
Tabel 3-1. Indeling in zeldzaamheidsklassen UFK en KFK (Van der Maarel, 1971; Tamis et al., 2003) op basis van respectievelijk het aantal uurhokken en het aantal kilometerhokken waarin een plantensoort is aangetroffen.

Klasse (UFK/KFK)	Aantal uur- hokken	Aantal kilometerhokken
0	0	0
1	1 - 3	1 - 3
2	4 - 10	4 - 10
3	11 - 29	11 - 30
4	30 - 79	31 - 48
5	80 - 189	101 - 100
6	190 - 410	301 - 300
7	411 - 710	1001 - 1000
8	711 - 1210	3001 - 10000
9	1211 - 1677	10000 - 36000

Internationale zeldzaamheid

De recentste en gedetailleerdste gegevens over de internationale zeldzaamheid van Nederlandse plantensoorten zijn te vinden in Schaminée et al. (1992). Op basis van gegevens over de verspreiding van vaatplanten in Europa (per rastercel van 50×50 km) is de mate van voorkomen in zes Europese floradistricten indicatief aangegeven (op een schaal van vijf klassen). Tevens verschaft deze publicatie informatie over de ligging van Nederland in het areaal van iedere soort, en, zeer indicatief, over de mondiale verspreiding van soorten.

Al met al zijn internationale gegevens over zeldzaamheid van vaatplanten tamelijk grof. Het gebruikte Europese raster kan tot zowel grote over- als onderschattingen leiden van de rangorde in de 'werkelijke' zeldzaamheid van soorten (Witte & Torfs, 2003). Tenslotte bestaat er een positief verband tussen nationale en internationale zeldzaamheid (Figuur 3-3). Al met al moet worden betwijfeld of aan gegevens over internationale zeldzaamheid in een kwantitatieve waarderingsstudie veel gewicht kan worden toegekend.

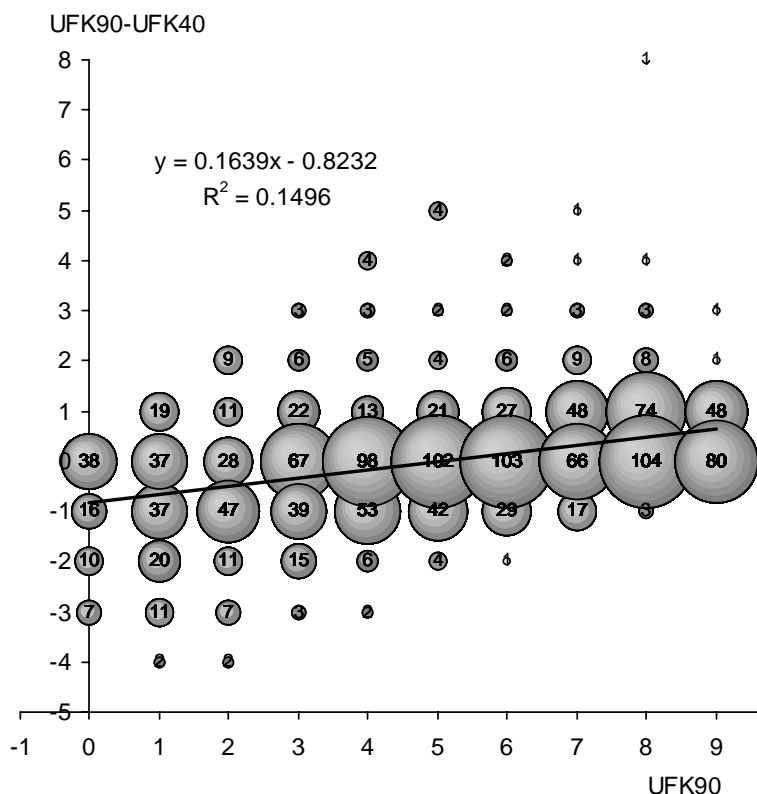


Figuur 3-3. Mate van voorkomen in Nederland (x-as) versus de mate van voorkomen in Europa (y-as) van Nederlandse vaatplanten. Nederlands voorkomen uitgedrukt in het aantal bezette uurhokken volgens de tweede inventarisatieperiode van de Atlas van de Nederlandse flora. Europees voorkomen is berekend door de Braun-Blanquete-achtige schaal in Schaminée et al. (1992) om te zetten in percentages (maximum 87.5% voor klasse 5) en deze percentages te sommeren over alle zes Europese floradistricten. Gegevensbron: Botanisch basisregister CBS.

Bedreigdheid

Ook het criterium bedreigdheid is alleen van toepassing op classificatie-eenheden. Bedreigdheid van soorten kan worden afgeleid uit een waargenomen trend. Vaak is gebruik gemaakt van UFK-cijfers voor verschillende perioden die in de Standaardlijst van de Nederlandse flora worden gepubliceerd, bijvoorbeeld die voor 1940 en 1990 (uit Van der Meijden et al., 1991). Deze cijfers zijn echter door deskundigen vastgesteld, mede op basis van florabestanden die zijn behept vertekeningen ten gevolge van verschillen in methode en intensiteit van de achterliggende inventarisaties. Zeer bruikbaar voor het opsporen van grote veranderingen, maar niet voor het nauwkeurig cijfermatig vaststellen van een trend. Zeldzame soorten kunnen bovendien een negatieve trend vertonen omdat de bronnen van immigratie en rekolonisatie geheel of gedeeltelijk zijn opgedroogd. Een positief verband tussen zeldzaamheid en trend moet op voorhand al om statistische redenen worden verwacht: een uiterst algemene soort kan alleen maar gelijk zijn gebleven of een positieve trend hebben vertoond, terwijl een uiterst zeldzame soort alleen maar gelijk kan zijn gebleven of zijn achteruitgegaan.

Om te onderzoeken hoe sterk het verband is tussen zeldzaamheid en trend is in Figuur 3-4 voor alle Nederlandse vaatplanten de UFK voor 1990 (als maat voor zeldzaamheid) uitgezet tegen de UFK voor 1990 minus de UFK voor 1940 (als maat voor trend). Op basis van de UFK-cijfers blijkt er inderdaad een positief verband te bestaan, al is dit niet erg sterk. Weglaten van soorten die geen trend hebben vertoond ($UFK_{90} - UFK_{40} = 0$) versterkt het verband ($R^2 = 0.28$ in plaats van $R^2 = 0.15$).



Figuur 3-4. Relatie tussen zeldzaamheid en trend van Nederlandse vaatplanten. Zeldzaamheid gebaseerd op de UFK voor 1990, trend op het verschil in de UFK voor 1990 en de UFK voor 1940. UFK-cijfers ontleend aan de Standaardlijst van de Nederlandse flora (Van der Meijden et al., 1991). De grootte van de cirkels weerspiegelt het aantal soorten.

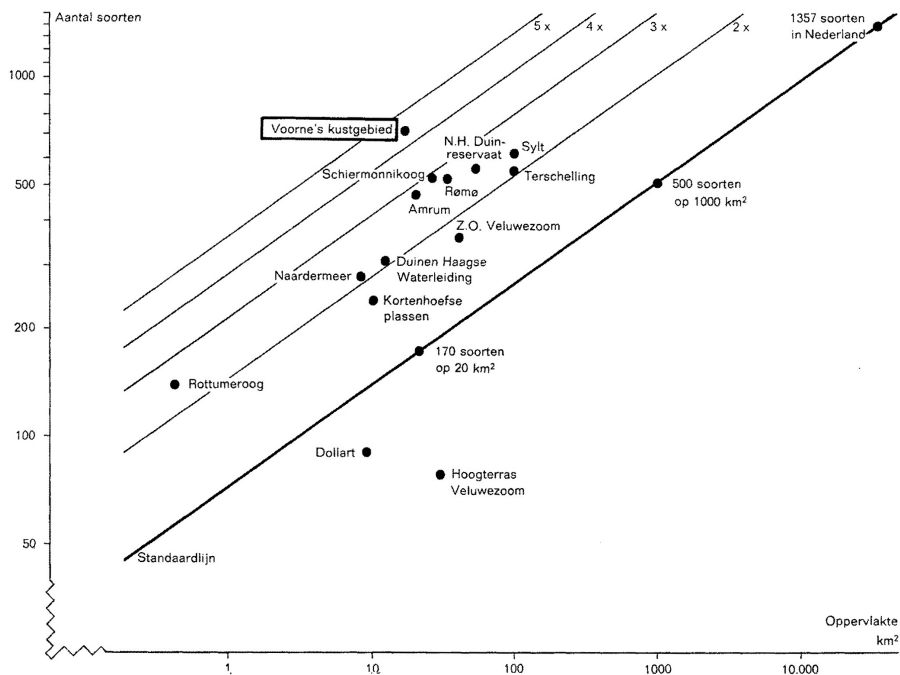
Diversiteit en oppervlakte

De criteria 'diversiteit' en 'oppervlakte' hebben alleen betrekking op de waardering van concrete gebieden. Een eenvoudige en relatief nauwkeurig vast te stellen maat voor diversiteit is soortenrijkdom S . De oppervlakte van een gebied A is natuurlijk ook makkelijk vast te stellen.

A en S kunnen niet los van elkaar worden gezien: hoe groter A , des te groter S . Tussen beide grootheden bestaat geen evenredigheid: naarmate A toeneemt, neemt S steeds minder toe. Gebieden van verschillende omvang kunnen met elkaar worden vergeleken door in een grafiek S tegen A uit te zetten, en de punten te vergelijken met een gemiddelde of een aan de literatuur ontleende kromme. Meestal kan die kromme beschreven worden met:

$$S = cA^z \quad [3-1]$$

Waarbij parameter c een schatter is voor het aantal soorten per eenheidoppervlakte ($A = 1$) en parameter z de steilte van de curve bepaald. Adriani & Van der Maarel (1968) plotten verschillende natuurgebieden op dubbellogaritmisch papier en kwamen vervolgens uit op een rechte lijn met een hellingshoek van $z = 0.28$ (Figuur 3-5).



Figuur 3-5. De soortenrijkdom van het kustgebied van Voorne en andere natuurgebieden vergeleken met de standaardlijn voor de soortenrijkdom-oppervlakte relatie in de Nederlandse flora. Bron: Adriani & Van der Maarel (1968).

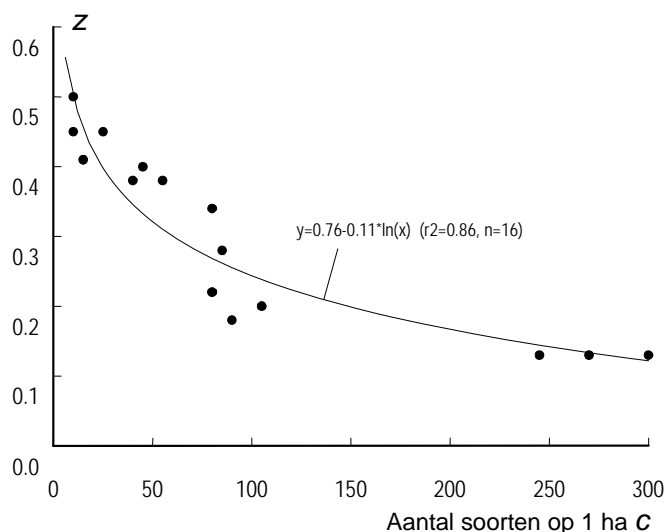
Uit hun analyse blijkt dat Voorne's kustgebied meer dan vier keer zoveel soorten bevat als bij de oppervlakte van dit gebied 'standaard' is. Waardevolle gebieden als de Dollard en de Veluwezoom scoren echter beneden de standaard. Soortenrijkdom alleen zegt dus onvoldoende over de waarde van een gebied, ook niet in relatie tot de oppervlakte. In een concrete waardering van gebieden dient ook de waarde van de voorkomende soorten of ecosysteemtypen te worden betrokken.

Een vergelijkbare aanpak als die van Adriani & Van der Maarel werd gevolgd door Dony & Denholm (1985) en door Köllner (2000).

In de internationale literatuur is er veel discussie over de hoogte en de betekenis van parameter z . Stroch et al. (2003), bijvoorbeeld, vonden voor Europese vogels een gemiddelde waarde van 0.09, maar deze waarde werd steeds kleiner naarmate de beschouwde oppervlakte toenam: z was dus lager en bovendien schaalafhankelijk. In het algemeen kan getwijfeld worden aan de bruikbaarheid van algemene betrekkingen tussen oppervlakte en soortenrijkdom. Wanneer we met de huidige stand van kennis Adriani & Van der Maarel's (1968) relatie tussen oppervlakte en soortenrijkdom beschouwen, zien we dat de door hen afgeleide standaardkromme voor heel Nederland op verkeerde aannamen is gebaseerd. Zo gingen zij voor Nederland uit van 75 soorten per km^2 , 170 soorten per 20 km^2 , 500 per 1000 km^2 en 1357 soorten voor heel Nederland (ca. $40\,000 \text{ km}^2$), wat bij elkaar toevallig een exponent oplevert die nagenoeg gelijk is aan de volgens hen "theoretische waarde" van $z = 0.27$ die voor homogene gebieden zou gelden. Tegenwoordig weten we dat het gemiddelde aantal soorten op één km^2

eerder in de buurt van 180 soorten per km² ligt, wat met 1357 soorten in heel Nederland resulteert in $z = 0.19$.

Ook in de studie van Köllner (2000) komen we gegevens tegen die doen twifelen aan de bruikbaarheid van algemeen toepasbare betrekkingen. De aanname van dit soort betrekkingen is dat ze zijn afgeleid van als homogeen te beschouwen ruimtelijke eenheden. 'Hoe verandert de soortenrijkdom wanneer de oppervlakte van een homogene eenheid verandert?' is de vraag die hiermee kan worden opgelost. Köllner (2000) leidde waarden voor parameters c en z af voor verschillende typen ruimtelijke eenheden. Deze twee parameters blijken echter sterk te zijn gecorreleerd: soortenrijke systemen (hoge c) hebben een lage exponent z , soortenarme een hoge (Figuur 3-6). Dit is verklaarbaar: de kans op nieuwe soorten is kleiner als je een zeer soortenrijk gebied uitbreidt dan als je een zeer soortenarm gebied uitbreidt. De kans is namelijk groot dat de omgeving van het zeer soortenrijke gebied een relatief lage soortendichtheid heeft, en van het soortenarme gebied een relatief hoge soortendichtheid. Verklaarbaar, maar niet goed, want het wijst er op dat de betrekkingen zijn afgeleid van niet-homogene gebieden; de dichtheid aan soorten dient in de gebieden waarvan men de betrekkingen afleidt overal hetzelfde te zijn.



Figuur 3-6. Relatie tussen aantal soorten in een eenheidsoppervlakte van 1 hectare, c , en exponent z uit vergelijking [3-1], afgeleid van gegevens uit Köllner (2000).

3.3 Waarderingsmethoden

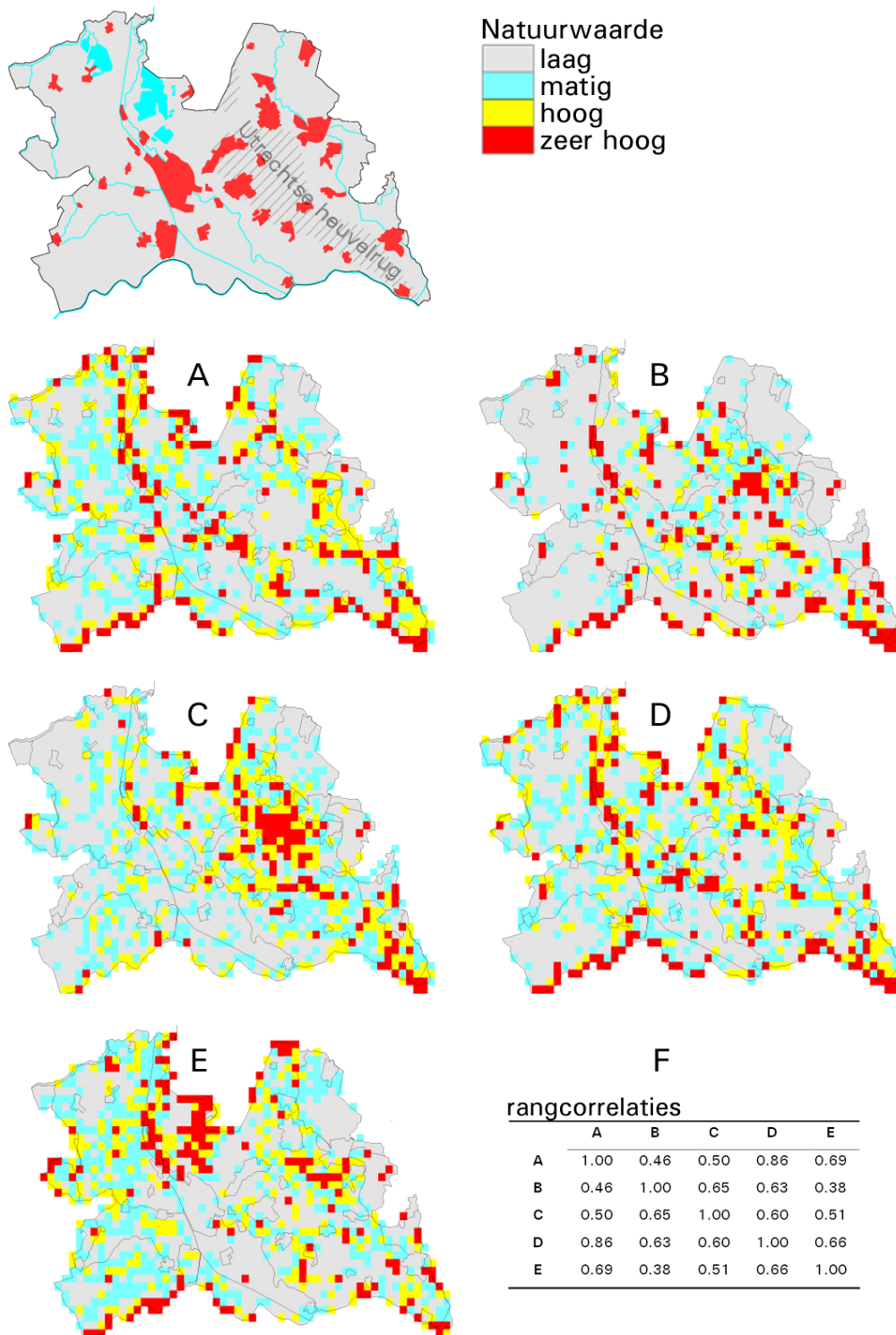
Inleiding

In deze paragraaf bespreken we enkele gangbare waarderingsmethode. Het is daarbij niet onze bedoeling volledigheid te wezen, wel om inzicht te geven in de mogelijkheden. Bij de methoden komen vaak problemen aan de orde die we hier vooraf willen noemen:

1. Het heeft geen zin om de biodiversiteitswaardering te baseren op zeer veel criteria. Zoals in § 3.2 is aangetoond, zijn voor de meeste criteria geen harde gegevens beschikbaar zodat een nauwkeurigheid wordt gesugge-

- reerd die niet waar kan worden gemaakt. Bovendien kunnen criteria onderling afhankelijk zijn, zodat dubbeltellingen kunnen ontstaan. Zover bekend is er nog nooit een serieuze poging ondernomen om de onderlinge correlatie van de verschillende criteria te onderzoeken.
2. Ook al geeft men soorten verschillende gewichten, vegetaties waarden op basis van alleen de soortensamenstelling leidt er toe dat het criterium soortenrijkdom in zeer sterke mate de waarde van de vegetatie gaat bepalen. Dit resulteert in een onderschatting van vegetaties die van nature soortenarm zijn (hoogvenen, natte heiden, brakke en zoute moerassen), terwijl van nature soortenrijke vegetaties te hoog scoren. Ook wordt in een waardering op basis van alleen soorten een heide met brandnetels hoger gewaardeerd dan een heide zonder brandnetels (immers, een brandnetel vertegenwoordigt een aan het terrein toegevoegde waarde). Tenslotte moet beseft worden dat er een zekere correlatie is tussen soortenrijkdom en het aantal waardevolle soorten, zodat een waardering op basis van de som der 'soortswaarden' leidt tot dubbeltelling.
 3. Bij de waardering van vegetatieopnamen kunnen de waarden van de soorten rechtstreeks worden gewogen met hun bedekking, zodat het criterium 'soortenrijkdom' wordt onderdrukt. Er is echter nooit een gedegen onderzoek gepubliceerd over de manier waarop de bedekking moet worden gewogen in een waardering. Bovendien mag worden betwijfeld of een dergelijk weging wenselijk is. Het feit dat er een populatie van een soort aanwezig is, is misschien wel voldoende reden om die soort volledig mee te wegen, ongeacht of het om 1 of 1000 exemplaren gaat.
 4. Door van de relatieve soortenrijkdom van vegetaties of ecosystemen uit te gaan is het onder 2 en 3 geschetste diversiteitsprobleem op te lossen. Deze methode heeft echter ook zijn nadeel: soorten zijn duidelijk onderscheidbare eenheden (afgezien van taxonomische- en determinatieproblemen), terwijl vegetatietypen met een zekere mate van willekeur door de mens worden onderscheiden.
 5. De waarderingschaal van soorten wordt vaak van vrij grove gegevens afgeleid, zoals van uurhokken. Daardoor is zo'n schaal relatief kort. Bij het toepassen van een korte waarderingschaal op zeer gedetailleerde gegevens (bijvoorbeeld vegetatieopnamen) wegen algemene soorten te zwaar mee in het resultaat, en zeldzame te weinig. De lengte van de waarderingschaal zou moeten aansluiten op het gebied waarop hij wordt toegepast. Wiskundig zuiver gezien kan een natuurwaardeschaal alleen worden toegepast op een resolutie die overeenkomt met de resolutie van de gegevens waarvan de schaal is afgeleid.

In de bespreking zullen we verwijzen naar deze valkuilen. Bovendien zullen we een oordeel over iedere methode proberen te geven. Dat oordeel wordt gedeeltelijk gebaseerd op een studie waarin verschillende methoden met elkaar werden vergeleken (Witte, 1996, 1998). Daartoe werd op basis van FLORBASE van iedere methode voor de provincie Utrecht een waarderingskaart gemaakt (Figuur 3-7). Deze kaarten werden ter beoordeling blind voorgelegd aan een groep deskundigen op botanisch gebied.



Figuur 3-7. Biodiversiteitswaarden van de provincie Utrecht, volgens verschillende methoden (zie tekst voor een beschrijving): (A) soortenrijkdom, (B) rode-lijstsoorten, (C) doelsoorten, (D) WAFLO, (E) DEMNAT, (F) kruistabel met Spearman rangcorrelatiecoëfficiënten. De klassegrenzen van de legenda zijn zodanig gekozen, dat voor alle vijf de methoden eenzelfde percentage kilometerhokken in een waarderingsklasse valt. Deze kaarten zijn blind aan deskundigen voorgelegd. Naar: Witte (1996, 1998).

Rijkdom aan (waardevolle) soorten

Gebieden van gelijke grootte, zoals gridcellen, kunnen met elkaar worden vergeleken via de soortenrijkdom. Figuur 3-7A toont de botanische waardering van Utrecht op basis van het aantal soorten per kilometercel. Aan deze waarderingsmethode kleeft het nadeel dat alle soorten even zwaar meetellen, zie pagina 39, punt 2. Götmark et al. (1986) vonden ook onbevredigende resultaten bij waardering op basis van soortenrijkdom aan vogels (zij gebruikten daarvoor indices van Shannon en van Simpson).

Omdat het natuurbeschermers vooral gaat om bepaalde waardevolle soorten, ligt het voor de hand daarvan het aantal als waarderingsmaat te nemen. Bekende selecties zijn de *Rode-lijstsoorten* (Van der Meijden et al., 2000) en de *Doelsoorten* van het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (Bal et al. 2001).

Rode-lijstsoorten worden volgens richtlijnen van de IUCN (1994) geselecteerd op basis van de criteria 'zeldzaamheid' en 'trend'. Naarmate een soort zeldzamer is en een sterkere negatieve trend vertoont, komt hij op de rode lijst in een hogere categorie van bedreigdheid uit. Voor de recentste rode lijst van Nederlandse vaatplanten (Van der Meijden et al. 2000) werd het criterium 'zeldzaamheid' ontleend aan het aantal bezette kilometerhokken volgens FLORBASE. Het criterium 'trend' werd afgeleid uit een vergelijking tussen FLOBASE en FLORIVON. In de praktijk wordt, wanneer men wil aan tonen hoe waardevol een natuurgebied is, vaak het aantal Rode-lijstsoorten genoemd (als die tenminste aanwezig zijn, anders moet een ander argument te berde worden gebracht) (Figuur 3-7B).

De doelsoorten van LNV zijn afgeleid van de criteria 'internationale betekenis', 'trend' en 'nationale zeldzaamheid'. Soorten die volgens Schaminée et al. (1992) het centrum van hun areaal in Nederland hebben zijn van internationale betekenis, het zijn de i-soorten. Wanneer soorten volgens de voorlaatste Standaardlijst van de Nederlandse flora (Van der Meijden et al., 1991) tenminste één UFK zijn achteruitgegaan ($UFK_{40} - UFK_{90} \geq 1^{11}$), zijn het soorten met een erkend negatieve trend: de t-soorten. Soorten, tenslotte, met een UFK₉₀ van minder dan 6, zijn zeldzame soorten: z-soorten. Wanneer een soort aan tenminste twee van de drie criteria voldoet, staat hij op de lijst met doelsoorten (dus de combinaties it, iz, tz, itz leiden tot plaatsing op de lijst). Figuur 3-7C toont de waarderingskaart van Utrecht op basis van het aantal Rode-lijstsoorten. Recent zijn vergelijkbare waarderingskaarten voor heel Nederland gemaakt (Vereijken et al., 2005).

Nadelen van beide methoden: zie de Inleiding op pagina 39, punt 2 en 5. De methoden geven geen bevredigende resultaten, met name de rijkdom aan doelsoorten niet. Dat laatste heeft onder andere te maken de selectie van i-soorten (Van Beers, 1993) die er toe heeft geleid dat soorten als Zomereik en Kamgras, die internationaal beslist niet zeldzaam zijn, al tot die categorie worden gerekend terwijl internationaal zeldzaamheden als de Grote en Kleine biesvaren, buiten de i-categorie vallen. Maar ook het zeldzaamheids criterium wordt te streng toegepast als men bedenkt dat

¹¹ UFK₄₀ is de Uurhokfrequentieklas in 1940, UFK₉₀ die in 1990 (zie Tabel 3-1).

zeldzame soorten als Ronde zonnedaauw en Klokjesgentiaan, beide met UFK6, buiten de z-categorie vallen.

WAFLO

Voor de waardering van *vegetatieopnamen* zijn verschillende methoden in omloop. Een eenvoudige methode is die van het ecohydrologische model WAFLO (Fahner & Wiertz, 1987). In deze methode krijgt eerst iedere soort s eerst een natuurwaarde W_s die de reciproque is van het klassengemiddelde van de UFK waarbij de soort is ingedeeld. Ronde zonnedaauw, bijvoorbeeld, heeft een UFK van 6 (Tabel 3-1: 190-410 uurhokken) en het klassengemiddelde daarvan is 300 uurhokken. De natuurwaarde van Ronde zonnedaauw bedraagt dus $W_s = 1/300 = 0.0033$. De waarde van de opname W_{opn} wordt vervolgens berekend door alle soortswaarden te sommeren:

$$W_{\text{opn}} = \sum_{s=1,S} W_s \quad [3-2]$$

Met S het totale aantal soorten in de opname.

Voor Figuur 3-7D is de WAFLO-methode toegepast op kilometerhokken.

Nadeel: zie 'Inleiding' op pagina 39, punt 2 en 5. De methode geeft geen bevredigende resultaten. In theoretisch opzicht deugt de methode niet omdat de over alle uurhokken gesommeerde waarde van een soort altijd op 1 uitkomt (Ronde zonnedaauw: 300 uurhokken maal een waarde W_s van 0.0033 geeft als product precies 1). Dat betekent dat het voor de totale natuurwaarde van Nederland niet uitmaakt of een soort toe- of afneemt, zolang hij maar niet uitsterft.

Methode Gelderland

Voor de waardering van *opnamen* is waarschijnlijk voor het eerst goed nagedacht door Clausman en Van Wijngaarden (1984). Hun methode is sterk aangepast voor Gelderland door Hertog & Rijken (1992). Deze 'methode Gelderland' geeft – naar eigen zeggen – resultaten die voor deskundigen acceptabel zijn. Hij is gebruikt in het model GREINS van Alterra (Schouwenberg, 2002). De berekening gaat als volgt:

$$W_{\text{opn}} = \frac{\log 20}{\log \max(5, S)} \sum_{s=1,S} \left(\frac{7+a}{8} \right) W_s \quad [3-3]$$

Waarin a de abundantie van de soort in de opname is, op een schaal die loopt van 1 tot 9.

De term voor het sommatieteken dient ter correctie van de soortenrijkdom (zie pagina 39, punt 2). In de praktijk varieert de soortenrijkdom van een opname tussen enkele en circa 50 soorten zodat de correctie neerkomt op een factor van 0.77 tot 1.86. De term tussen grote haken dient ter correctie van de abundantie a van de soorten in de opname (zie pagina 39, punt 3). Die abundantie wordt door Gelderland uitgedrukt op een 9-delige schaal, zodat de correctie neerkomt op een factor 1 tot 2.

De waarde van de soorten W_s is eenmalig afgeleid aan de hand van zes criteria: (1) nationale zeldzaamheid, (2) internationale zeldzaamheid, (3) bedreigdheid (tendens), (4) kwetsbaarheid in Gelderland, (5) indigeniteit, (6) type vegetatie waarvoor de soort kenmerkend is. Criterium 1 en 3 zijn ontleend aan uurhokgegevens, 2 aan de publicatie van Schaminée et al. (1992), 4 is gebaseerd op deskundigenoordeel, en 5 op de Europese Rode lijst en gegevens over verwilderde en ingeburgerde sierplanten en cultuurplanten. De laatste factor (6) corrigeert voor de bedreigdheid van de milieutypen waarin de soort voorkomt. De waarde van een opname loopt in de methode uiteen van 0 tot 840.

Zoals gezegd produceert de methode volgens de auteurs bevredigende resultaten. In een verkennend onderzoek bleek bovendien dat de methode redelijk overeenkomt met de DEMNAT-methode (zie later), toegesneden op vegetatieopnamen (Witte, 1996).

Aardig is dat gecorrigeerd wordt voor bedekking en soortenrijkdom. Er zijn echter ook kanttekeningen te plaatsen: (1) alle soorten tellen nog steeds in positieve zin mee, dus ook 'systeemvreemde' soorten; (2) doordat zoveel criteria worden gebruikt, komen er ongetwijfeld dubbelstellingen in de methode voor; (3) de hoogte van de vele gewichtsfactoren is aanvechtbaar; (4) de achterliggende gegevens zijn vaak zeer grof (uurhokcijfers bijvoorbeeld) of gebaseerd op deskundigenoordeel.

Methode DEMNAT

Ten behoeve van het ecohydrologische model DEMNAT is een methode ontwikkeld (Witte, 1996, 1998) waarmee kilometerhokken worden gewaardeerd aan de hand van de criteria 'relatieve soortenrijkdom van ecosysteemtypen', 'diversiteit aan ecosysteemtypen' en 'nationale zeldzaamheid'. In mindere mate spelen 'internationale zeldzaamheid' en (impliciet) 'natuurlijkheid' ook een rol in de methode.

In een kilometerhok wordt de relatieve soortenrijkdom van ieder ecosysteemtype ('ecotooptypen' volgens Runhaar et al, 1987) ontleend aan het aantal ecosysteemkarakteristieke soorten per kilometerhok. Deze relatieve rijkdom wordt uitgedrukt in een fractie V , waarbij $V = 0$ overeenkomt met de afwezigheid van het ecosysteemtype, terwijl bij $V = 1$ sprake is van de aanwezigheid met een zeer hoge relatieve soortenrijkdom. De schaling van het aantal karakteristieke soorten in een kilometercel naar V hangt af van het ecosysteemtype: voor, in absolute zin, soortenarme systemen als hoogvenen en zilte graslanden, zijn slechts weinig karakteristieke soorten in een kilometerhok nodig om $V = 1$ te bereiken, terwijl voor soortenrijke ecosystemen als matig voedselrijke hooilanden, het aantal karakteristieke soorten hoog moet zijn.

Ieder ecosysteemtype e heeft ook een potentiële waarde W_e gekregen op basis van het criterium 'nationale zeldzaamheid' (en een kleine correctie voor 'internationale zeldzaamheid'). De waarde van een kilometerhok W_{km} is nu:

$$W_{km} = \sum_{e=1, N_e} V_e W_e \quad [3-4]$$

Waarin N_e het aantal onderscheiden ecosysteemtypen.

Voor de berekening van potentiële natuurwaarden W_e is gebruik gemaakt van een speciaal ontwikkelde waarderingsformule, waarmee waarden op grond van het criterium 'zeldzaamheid' worden uitgedrukt op een kardinale schaal: een schaal waarop niet alleen de volgorde van belang is, maar waarop ook rekenkundige bewerkingen kunnen worden toegepast (2 punten op de schaal betekent, niet alleen 'meer waard dan 1 punt', maar ook werkelijk 'twee keer zo veel waard als 1 punt'). *In zijn algemeenheid* ziet deze formule er als volgt uit:

$$W = W_{\max} \left(\frac{A}{A_{\min}} \right)^{\log \left(\frac{W_{\min} - A_{\max}}{W_{\max} - A_{\min}} \right)} \left| \frac{A_{\min}}{A_{\max}} < \frac{W_{\min}}{W_{\max}} < 1 \right. \quad [3-5]$$

Waarin:

- A = mate van voorkomen van object (i.c. ecosysteemtype) in het beschouwde gebied (i.c. Nederland)
- A_{\max} = A van algemeenst object
- A_{\min} = A van zeldzaamst object
- W = potentiële waarde op grond van zeldzaamheid
- W_{\max} = maximale W op de waarderingschaal
- W_{\min} = minimale W op de waarderingschaal

De (arbitraire) lengte van de waarderingschaal kan worden ingesteld met W_{\min} en W_{\max} (bijvoorbeeld 1 en 10 voor een 1:10-schaal). Waarden van A kunnen worden ontleend aan verspreidingsgegevens. Voor soorten, bijvoorbeeld, zou het aantal bezette kilometerhokken in FLORBASE een geschikte maat kunnen zijn. Voor DEMNAT werd per ecosysteemtype A berekend uit de som van fractie V over alle kilometerhokken ($A = \sum V$). Met een aanname over de lengte van de waarderingschaal leidde dit uiteindelijk tot de waarderingsformule $W = (A : A_{\max})^{0.64}$, een verbijzondering van [3-5].

Vergelijking [3-5] heeft de eigenschap dat de waarde van een soort of ecosysteemtype stijgt naarmate hij zeldzamer is, en dat uitbreiding van een soort of ecosysteemtype altijd positief wordt gewaardeerd op een nationale balans van natuurwaarden (dit in tegenstelling tot bijvoorbeeld de WAFLO-methode, waarbij iedere soort altijd precies een waarde van 1 bijdraagt aan de totale natuurwaarde van Nederland).

De waarderingsmethode is toegepast op ecosysteemtypen die werden onderscheiden op basis van plantesoorten (Witte, 1996, 1998, 2002; Figuur 3-7E), dagvlinders (Bleij et al., 1998), reptielen en amfibieën en broedvogels (Bleij et al., 2002). Hij is in de praktijk onder meer gebruikt in MER-studies (Beugelink et al., 1992; Groen, 1997), bij het in kaart brengen van de waarden van water (Bleij et al., 2002) bij LCA-studies naar de effecten van drinkwaterwinning (Van Ek et al., 2002) en van grondgebruik (Vögtlander et al., 2004) en bij studies naar de effecten van waterbeheer (o.a. Beugelink & Claessen, 1995; Hellegers & Witte, 2002; Van Ek et al., 2000).

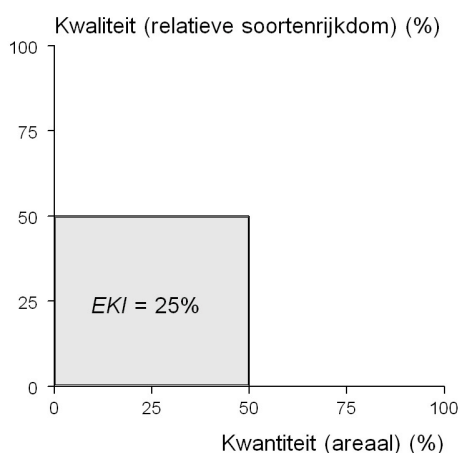
Een nadeel van de methode is dat hij tot nu toe alleen is toegesneden op kilometerhokken, al is hij in een studie provisorisch aangepast voor vegetatieopnamen (Witte, 1996). Voordelen zijn de kardinale waarderingschaal en de in de literatuur beschreven toetsing aan het oordeel van deskundigen (dit ontbreekt in alle andere methoden). In een 'blinde' raadpleging van deskundigen over verschillende methoden werd de DEMNAT-methode als beste beoordeeld (Witte, 1996, 1998).

De DEMNAT-methode heeft overeenkomsten met die van Mennema (1973), die de relatieve soortenrijkdom van ecosysteemtypen (in zijn geval: 'sociologisch-oecologische groepen') berekende en die soorten (dus niet: ecosysteemtypen) waardeerde op basis van hun nationale zeldzaamheid.

Ecologische Kapitaal Index

Het Milieu- en Natuurplanbureau werkt al jaren aan een methode om biodiversiteitswaarden te berekenen (Ten Brink et al., 2000, 2002; Van der Hoek et al., 2000, 2002; Wiertz, 2005). De MNP-waarderingsmaat is bekend onder de naam Ecologische Kapitaal Index (EKI) en opgenomen in BIODIV, een waarderingsmodule uit het nationale beslissingsondersteunende systeem 'de natuurplanner' (een trits van abiotische en biotische modellen: LGM, SMART, SUMO, MOVE, LARCH, BIODIV). De rekencellen voor deze modellen meten 250×250 m. De berekening van de EKI geschiedt echter per fysisch-geografische regio, vrij grote ruimtelijke eenheden die homogeen zijn ten aanzien van abiotische factoren. In totaal zijn 8 van zulke regio's in Nederland onderscheiden (Ten Brink et al., 2002).

Binnen iedere fysisch-geografische regio wordt de EKI per *natuurtype* berekend. Dit zijn wederom vrij grove eenheden als 'moeras', 'heide' en 'bos' (in totaal zijn 16 natuurtypen onderscheiden). De EKI van iedere combinatie van regio en natuurtype is het product van 'kwantiteit' en 'kwaliteit'. Hierbij staat *kwantiteit* voor het areaal van het natuurtype binnen de fysisch-geografische regio en *kwaliteit* voor diens relatieve soortenrijkdom (Figuur 3-8). Beide criteria worden uitgedrukt als percentage van een historische referentiewaarde, waarvoor vaak de periode rond 1950 is genomen.



Figuur 3-8. EKI is het product van areaal en kwaliteit. Beide criteria zijn uitgedrukt ten opzichte van een historische referentie. Naar: Van der Hoek et al. (2000).

De referentie voor kwaliteit (relatieve soortenrijkdom) is ontleend aan FLORBASE en aan uurhokgegevens uit de Atlas van de Nederlandse flora, neergeschaald naar 250×250 m cellen. Per natuurtype zijn kenmerkende soorten geselecteerd en is voor de fysisch-geografische eenheden een referentieaantal vastgesteld waarbij de kwaliteit 100% is; aantallen daaronder worden geschaald ten opzichte van deze referentie, waarden daarboven afgekapt op 100%. Kwantiteit is het areaal aan natuurdoeltype ten opzichte van het referentieareaal. Dit areaal is ontleend aan historische kaarten.

De methode heeft als overeenkomst met DEMNAT dat de rijkdom aan soorten wordt uitgedrukt ten opzichte van een referentieaantal; bij EKI is dit een historische referentie, bij DEMNAT een ecosysteemafhankelijke referentie. Natuurtypen worden echter niet gewogen naar hun biodiversiteitswaarde: ieder type telt even zwaar mee. Dat leidt er bijvoorbeeld toe dat zeekleigebieden hoog scoren (Van der Hoek et al., 2000), terwijl deze juist bekend staan om hun lage botanische waarden. Hogere zandgronden, daarentegen, scoren in de EKI-methode laag, terwijl botanici daar juist botanisch waardevolle ecosystemen kunnen vinden, zoals schrale graslanden en natte heiden. Voor het vergelijken van de waarde van verschillende natuurgebieden, lijkt de methode daarom niet geschikt. De methode is echter bedoeld voor de evaluatie van het landelijke beleid, en daarvoor kan hij ongetwijfeld wel prima worden gebruikt. Voor toepassingen op een fijner schaalniveau lijkt hij niet bestemd, gezien de gebruikte grove indeling in fysisch-geografische regio's en in natuurtypen. Zoals de Ten Brink et al. (2002) zelf erkennen, zou een kritiekpunt kunnen zijn dat de historische referentie tamelijk willekeurig gekozen is en getuigt van een statisch natuurbeeld: zoals het rond 1950 was, zo was het goed.

4 Discussie en aanbevelingen

4.1 Wat weten wij van waarden?

In Hoofdstuk 2 hebben we onderzocht of de baten van natuur in geld zijn uit te drukken. Alle studies overziende concluderen wij dat ernstig betwijfeld moet worden of dit ooit afdoende mogelijk is. Afdoende wil hier zeggen: met medeneming van de baten die voortvloeien uit de belangrijkste waarden van natuur: biodiversiteitswaarde en belevingswaarde¹².

Gegeven alle moeilijkheden bij het kwantificeren van monetaire natuurbaten, en het feit dat deze baten waarschijnlijk toch nooit zullen weergeven waar het in de natuurbescherming werkelijk om gaat, stellen wij voor om geen onderzoek te verrichten naar de monetaire baten van natuur. Het is voldoende de ontwikkelingen op het gebied van natuur en economie te volgen.

We menen dat het wél mogelijk is op een wetenschappelijk verantwoorde wijze de waarde van biodiversiteit te kwantificeren. In Hoofdstuk 3 hebben we bestaande methoden verkend. Dit hoofdstuk is gebaseerd op een uitgebreid onderzoek op Internet en in de bibliotheek naar nationale en internationale literatuur op het gebied van biodiversiteitswaardering. Belangrijkste publicaties waarin kwantitatieve waarderingsmethoden worden gepresenteerd zijn: Adriani & Van der Maarel (1968), Clausman & Van Wijngaarden (1984), Dony & Denholm (1985), Fahner & Wiertz (1987), Götmark et al. (1986), Gremmen (1986), Helliwell (1973), Hertog & Rijken (1992), Mennema (1973), Wheeler (1988) en Witte (1996, 1998).

Hoewel we geprobeerd hebben vooral recente bronnen te vinden, dateert bijna al het werk van voor de jaren negentig van de vorige eeuw! Er blijkt veel over het *belang* van waardering te zijn geschreven (tamelijk recent nog door Barendregt & Dagevos (2003) in hun artikel: *natuurwaardering terug van weggeweest*), dus des te teleurstellender is het te moeten constateren dat er de afgelopen tien jaar nauwelijks iets is gebeurd. Positieve uitzondering vormt de EKI-methode, in welks ontwikkeling veel energie is gestopt, maar deze methode is bedoeld voor analyses op landelijke schaal en hij weegt alle natuurtypen en plantesoorten even zwaar mee, ongeacht hun zeldzaamheid en andere criteria, zodat hij niet zo geschikt is voor scenariostudies en kosten-effectiviteitsanalyses (waardoor hij niet in bovenstaande lijst is opgenomen).

Na de publicatie over de DEMNAT-methode (Witte 1996, 1998) is er geen enkele studie meer verschenen waarin verschillende waarderingsmethoden met elkaar worden vergeleken, noch een waarin de samenhang tussen verschillende waarderingscriteria wordt onderzocht. Het idee achter de

¹² Deze conclusie laat onverlet dat men zonder bezwaar de wèl in geld uit te drukken baten (en kosten) van natuurprojecten kan berekenen, mits men maar beseft dat de resulterende bedragen een zeer beperkte betekenis hebben.

DEMNET-methode, dat toch zo gek niet is, om biodiversiteitswaarden uit te drukken op een kardinale schaal, *zodat je er mee mag rekenen*, is in geen enkele waarderingsmethode overgenomen.

Ondertussen, echter, is FLORBASE verder aangevuld met vondstgegevens, en zijn bestanden van andere soortengroepen beschikbaar gekomen (vogels, vlinders, reptielen & amfibieën, vissen, zoogdieren; zie Bleij et al., 2002). Ten behoeve van het standaardwerk De Vegetatie van Nederland (Schaminée et al., 1995; Schaminée et al., 1996; Schaminée et al., 1998; Stortelder et al., 1999) is een groot bestand opgezet met vele tienduizenden vegetatieopnamen, zodat ook op dit schaalniveau gegevens kunnen worden aangewend voor onderzoek naar waarderingsmethoden. Tevens is de kennis over het verschijnsel zeldzaamheid toegenomen en zijn technieken ontwikkeld om zeldzaamheidsgegevens te schalen naar een fijnere resolutie (o.a. He & Gaston, 2000; Kunin, 1998; Kunin et al., 2000; Tamis, 2005; Witte & Torfs, 2003). Tenslotte is de behoefte om de waarde van de natuur te kwantificeren eerder toe- dan afgenomen.

We geven als gemeenschap honderden miljoenen uit aan de aankoop, de inrichting en het beheer van natuurterreinen, en het is dan wenselijk te kunnen kwantificeren wat dat allemaal aan natuurwaarde oplevert. Te vaak zijn organisaties afhankelijk van een of van enkele deskundigen, die maar moeten beoordelen of een voorgenomen maatregel, bijvoorbeeld het verplaatsen van een drinkwaterwinning, gunstig uitpakt voor de natuur. Deskundigen zullen voorlopig wel nodig blijven, maar enige *ondersteuning*, in de vorm van een kwantitatieve beoordelingsmethode, zou toch wenselijk zijn. Bovendien, als alle deskundigen dezelfde mening zouden hebben, dan zouden ze allen eenzelfde methode kunnen accepteren. In de praktijk echter, bestaan er verschillende methoden naast elkaar, zelfs tussen provincies. Deskundigen kunnen blijkbaar van mening verschillen en enig *tegenwicht* in de vorm van een geformaliseerde waarderingsmethode is daarom wenselijk. Een dergelijke methode is zelfs noodzaak bij complexe problemen, die deskundigen onmogelijk kunnen overzien. Te denken valt aan het bepalen van een geschikte locatie voor grondwaterwinning via computersimulaties met een 'wandeland' pompstation, of het optimaliseren van een bedrag aan natuuraankopen over vele terreinen.

4.2 Naar een geautomatiseerd waarderingsstelsel

Bij het beleid en beheer van natuurgebieden is het belangrijk de biodiversiteit in waarderingscijfers te kunnen uitdrukken. Zulke cijfers zijn te gebruiken voor het monitoren van natuurprestaties, het evalueren van het natuurbeleid en natuurbeheer, scenarioanalyses in de ruimtelijke ordening, kosten-batenanalyses en voor LCA-studies.

Zoals we in Hoofdstuk 3 hebben gezien bestaan er vele methoden waarmee de waarde van biodiversiteit kan worden gekwantificeerd, maar deze verschillen sterk van elkaar in de gebruikte aannamen en formules, en ze leveren daarom zeer uiteenlopende uitkomsten op. De meeste methoden zijn bovendien niet gebaseerd op gedegen onderzoek. Het is onwenselijk dat de

uitkomsten van dergelijke methoden richtinggevend zijn in het natuurbeheer en -beleid. Een goed onderbouwde en algemeen geaccepteerde waarderingsmethode is daarom dringend gewenst. Wij willen een dergelijke methode ontwikkelen en inbouwen in een geautomatiseerd waarderingsstelsel.

In tegenstelling tot gangbare methoden, die relatieve uitkomsten op een rangordeschaal produceren, dient het stelsel waarden te produceren op een kardinale schaal, waarden dus, waarmee mag worden gerekend. Voorts dient het stelsel rekening te houden met de ruimtelijke schaal van de te waarderen 'natuurobjecten'. Zo heeft de aanwezigheid van bijvoorbeeld vijf Rode-lijstsoorten in een vegetatieopname (van 10 m²) een andere betekenis voor de waardering dan de aanwezigheid van deze soorten in een groot natuurgebied als de Veluwe. Maar ook de waardering van onder andere het criterium 'zeldzaamheid' is schaalafhankelijk. Voor Europa kan de zeldzaamheid van planten worden berekend uit vondstgegevens per gridcel van 50×50 km, terwijl de zeldzaamheid voor Nederland kan worden afgeleid uit gegevens per cel van 1×1 km. Combinatie van de criteria 'nationale zeldzaamheid' en 'internationale zeldzaamheid' vergt allereerst dat de grove gegevens worden neergeschaald naar het kilometerhokniveau (opschalen van fijne gegevens kan natuurlijk ook, maar zal in de praktijk onwenselijk wezen). Uit te rekenen is hoe nauwkeurig dat kan worden gedaan; welke bandbreedte een neergeschaald cijfer over zeldzaamheid heeft. Die bandbreedte bepaalt vervolgens welk gewicht in de waardering 'internationale zeldzaamheid' hoort te krijgen ten opzichte van 'nationale zeldzaamheid'.

Het onderzoek dat nodig is voor een breed gedragen en geautomatiseerd stelsel, kan worden onderverdeeld in een aantal stappen. Wanneer we beginnen met een stelsel dat alleen is bedoeld voor de vegetatie, dan zijn die stappen:

1. Vergelijking van verschillende criteria voor biodiversiteit (zeldzaamheid, soortenrijkdom, trend, etc.). De vergelijking gebeurt aan de hand van de literatuur en aan de hand van bestaande gegevensbestanden (vegetatieopnamen, vondstgegevens in een rasterbestand, botanisch basisregister, etc.).
2. Vergelijkend onderzoek, door toepassing in praktijkgevallen (vegetatieopnamen, vegetatiekaarten, kilometerhokken, natuurgebieden), van verschillende waarderingsmethoden (in hoeverre convergeren de uitkomsten?).
3. Verder ontwikkelen van technieken voor het opschalen en neerschalen van gegevens en waarderingschalen (op dit punt wordt al samengewerkt met de bekende biodiversiteitsonderzoeker prof. Dr. Fangliang He uit Canada¹³).
4. Op basis van voorgaande stappen selecteren, dan wel zelf ontwikkelen, van geschikte waarderingsmethode.

¹³ Zie: www.rr.ualberta.ca/People/Index.asp?Page=Directory&id=1141

5. Dubbelblind toetsen van de uitkomsten van methoden aan het oordeel van onafhankelijk van elkaar geraadpleegde deskundigen. Dit kan aan de hand van vegetatieopnamen, vegetatietypen en natuurgebieden.
6. Implementatie van meerdere methoden, waaronder de meeste geschikte (volgt uit stap 5, maar is waarschijnlijk degene die ontwikkeld is in stap 4), in een geautomatiseerd waarderingssysteem. Per methode geeft het systeem de mate van consensus onder deskundigen aan.

De kosten voor een dergelijk systeem hangen zijn af van de gewenste mate van nauwkeurigheid, het aantal geraadpleegde deskundigen en het aantal schaalniveaus dat moet kunnen worden gewaardeerd. Alleen al onderwerp 3 kan moeiteloos vele jaren aan onderzoek opslokken; raadzaam is dit aan een aio uit te besteden. Houden we het echter eenvoudig, met weinig nadruk op het schalen van gegevens, met een beperkt aantal uitvoerniveaus (opnamen, vegetatietypen, natuurgebieden) en de raadpleging van niet meer dan vier deskundigen, dan moet worden gedacht aan een totaalbedrag van minimaal 75 k€ (Tabel 4-1). Voor een betrouwbare raming is echter een in detail uitgewerkte begroting nodig, en een peiling van de technische wensen onder de beoogde gebruikers van het systeem.

In een later stadium kunnen andere groepen van organismen aan het systeem worden toegevoegd. In de eerste plaats denken we daarbij aan vogels, vlinders, amfibieën, reptielen en zoogdieren. Het is op voorhand nog niet duidelijk hoe de beoordeling van deze groepen kan worden gecombineerd met die van de vegetatie.

Tabel 4-1. Begroting geautomatiseerd waarderingssysteem (alleen vegetatie).

Onderdeel	Begroting (k€)
1 Vergelijking criteria	5 - 15
2 Vergelijking methoden	5 - 20
3 Schalingstechnieken	20 - 60
4 Ontwikkelen methode	5 - 20
5 Toetsen	10
6 Bouwen systeem	15 - 60
Rapportage	10
Overleg- en materiaalkosten	5
Totaal	75-200

Geraadpleegde literatuur

- Aarnink, N., G. van Duinhoven, P.S. Albers, 2005. *De betekenis van Groene en blauwe diensten voor Overijssel*. Provincie Overijssel, Zwolle.
- Achterberg, W., 1991. Respect voor de natuur: ethische achtergronden. *Gorteria* 17, 18- 25.
- Adriani, M.J. & E. van der Maarel, 1968. *Voorne in de branding: een beschouwing over de natuurwetenschappelijke betekenis van het kustgebied van Voorne in verband met mogelijke werken in dit gebied*. Stichting Wetenschappelijk Duinonderzoek, Oostvoorne.
- Almaši A., T. Brandwijk & A. Hagendoorn, 2004. *De waarde van natuurwaardering. Een 'state of the art' document*. Expertisecentrum LNV, Ede.
- Anonymus, 2006. *Symposium natuur en economie. De betekenis van economische analyses voor het natuurbeleid. Den Haag, 20 november 2006*. Gebundelde symposiumbijdragen, WUR, Wageningen.
- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. Zadelhoff, 2001. *Handboek Natuurdoeltypen*. EC- LNV, Wageningen.
- Bade, T., 2005. Een groene stad, oplossing voor veel problemen. *Trouw* 25-10-2005.
- Bade, T., 2006. Natuur is (ook) geld waard. *Terra* 2(7): 20-21.
- Bade, T. & O. van der Schroeff, 2006. *Geld als water. Over Europese richtlijnen, water en regionale economie*. Kenniscentrum Triple E, Arnhem.
- Bade, T., E.J. Bos, H. Koolen, C. Moritz, M. Mulder & P. de Putter, 2000. *Geldstromen verbonden met natuur, bos en landschap: de Brabantse Biesbosch en de Utrechtse heuvelrug*. De Meern/Den-Haag: KPMG/LEI.
- Bade, T. & D. Faber, 2005. *Overijssel (kans)rijk in het groen. De economische baten van natuur en landschap in kaart gebracht*. Provincie Overijssel, Zwolle.
- Barendregt, A. & J.J. Dagevos, 2003. Natuurwaardering terug van weggeweest. *Landschap* 19: 15-25.
- Beugelink, G.P., F.A.M. Claessen & J.H.C.Mülschlegel, 1992. *Effecten op natuur van grondwaterwinning t.b.v. Beleidsplan Drink- en Industrierwatervoorziening en MER*. RIVM, Bilthoven.
- Beugelink, G.P., F.A.M. Claessen, 1995. *Achtergronddocument verdroging MV3/ENW*. RIVM, Bilthoven.
- Bleij, B., R. van Ek & J.P.M. Witte, 2002. *Baten van water. Ecologische waardenkaart van 'natte' natuur in Nederland*. Riza, Lelystad.
- Bleij, B., C.A.M. van Swaay, & J.P.M. Witte, 1998. De vlinderstand in de 20e eeuw. Veranderingen van vlinderbiotopen in tijd en ruimte. *Landschap* 15(1): 19-32.
- Bos, E.J., 2003. *De economische waardering van natuur en milieu in projectevaluaties. Naar een natuurinclusieve MKBA*. LEI, Den-Haag.
- Bos, E.J. & J. Vleugel, 2002. *Verzilveren van de waterbeheerfunctie van natuurgebieden*. LEI, Den Haag.
- Botterweg, T. & M. Briene, 2002. De verscholen baten van natuur. *Milieu & Economie* 16(3).

- Brouwer, R., Langford, I.H., Bateman, I.J. and Turner, R.K., 1999. A Meta-Analysis of Wetland Contingent Valuation Studies. *Regional Environmental Change*, 1(1): 47-57.
- Brouwer, R., 2000. Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics*, 32, 137-152.
- Brouwer, R., 2003. The use and usefulness of benefits transfer in managed realignment projects. In P.Ledoux (Ed.), *Wetland valuation: state of the art and opportunities for further development* (Norwich: University of East Anglia. Proceedings of a workshop organised for the Environment Agency by Environmental Futures Ltd and CSERGE, 19 March 2003.
- Bulte, E.H. & D.P. van Soest, 1999. De Bescheiden Economische Waarde van Biodiversiteit. *Economisch Statistische Berichten* 4190: 124-127.
- Buys, J.C., 1995. *Naar een natuurmeetlat voor landbouwbedrijven*. CLM, Utrecht.
- Buys, J.C. & E.B. Oosterveld, 1999. Kosten en baten van natuurbeheer. Tijd voor duidelijkheid. *Landschap* 16: 47-50.
- Claessen, F.A.M., G.P. Beugelink, J.P.M. Witte & F. Klijn, 1996. Predicting species loss and gain caused by alterations in Dutch national water management. *European Water Pollution Control*: 36-42.
- Clausman P.H.M.A. & W. van Wijngaarden, 1984. *Verspreiding en ecologie van wilde planten in Zuid-Holland; 1a waarderingsparameters*. Rapport Provinciale Planologische Dienst Zuid-Holland.
- Coalitie Baten schoon water, 2006. *De baten boven water*. Libertas, Bunnik.
- De Bruin, D., D. Hamhuis, W.M.M. Overmars, L. van Nieuwenhuijze, D.F. Sijmons & F.W.M. Vera, 1986. *Ooievaar, de toekomst van het rivierengebied*. Gelderse Milieufederatie, Arnhem.
- De Groot, R.S., 1992. *Functions of Nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making*. Wolters Noordhoff BV, Groningen.
- De Koeijer, T., K. van Bommel, M. van Esbroek, R. Groeneveld, A. van Hinsberg, R. Reijnen & M. van Wijk, 2005. *Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De realisatie van het natuurdoel 'Natte heide'*. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.
- Dony, J.G. and Denholm, I. 1985. Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites. *Journal of Applied Ecology* 22: 229-238.
- Driessen, M., 1986. Botanische evaluatie van natuurgebieden. *De Levende Natuur* 87: 1.
- ECORYS-NEI, 2002. *De verscholen baten van natuur*. ECORYS-NEI, Rotterdam.
- Fahner, F., & J. Wiertz, 1987. *Handleiding bij het WAFLO-model*. RIN, Leersum.
- Götmark, F., M. Åhlund & M.O.G. Eriksson, 1986. Are indices reliable for assessing conservation value of natural areas? An avian case study. *Conservation Biology* 38: 55-73.
- Gremmen, N.J.M., 1986. *Het verband tussen standplaatsindicatie en natuurbehoudsindicatie van vaatplanten*. SWNBL-rapport 1d. Utrecht.
- Gremmen, N.J.M., Reijnen, M.J.S.M., Wiertz, J. and Van Wirdum, G. 1990. A model to predict and assess the effects of groundwater withdrawal on the vegetation in the

- Pleistocene areas of the Netherlands. *Journal of Environmental Management* 31: 143-155.
- Groen, C.L.G., 1997. *Verspreiding van ecotoopgroepen en natuurwaarden in het studiegebied van de noordoostelijke verbinding. Een floristische analyse ten behoeve van de Trajectnota MER Noordoostelijke Verbinding Betuweroute – Oldenzaal*. Sichtung FLORON, Leiden.
- He, F. & K.J. Gaston, 2000. Estimating species abundance from occurrence. *The American naturalist* 156: 553-559.
- Hellegers, P.J.G.J. & J.P.M. Witte, 2002. Towards a simple integrated model for the re-wetting of nature reserves. *Ecohydrology & Hydrobiology* 2(1-4): 199-218.
- Hellegers, P.J.G.J., 2001. *Groundwater management for agriculture and nature: an economic analysis*. PhD-thesis, Wageningen University, Wageningen.
- Hertog, A.J. & M. Rijken, 1992. *Geautomatiseerde bepaling van natuurbehoudswaarde in vegetatie-opnamen*. Interne notitie Provincie Gelderland, Arnhem.
- Helliwell, D.R., 1973. Priorities and values in nature conservation. *Journal of Environmental Management*, 1: 85-127.
- Hochstenbach, S.M.H. & N.J.M. Gremmen, 1989. *Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op vegetatie en standplaats*. SWNBL-rapport 1q. Utrecht.
- IUCN, 1994. *IUCN Red List Categories*. IUCN, Gland, Zwitserland.
- Jongeneel, R., L. Slangen, E. Bos, M. Koning, T. Ponsioen & J. Vader, 2005. *De effecten van natuurprojecten op de economie: financiële en economische analyse van kosten en baten*. Wageningen UR, Wageningen.
- Jonkers, A.J.P. & Th.G.J. Witjes, 1994. Ecologische beoordelingsmethodiek. *H₂O* 27: 726-766.
- Kloosterman, F.H. & R. van der Meijden, 1994. *Eindverslag digitalisering van het IVON archief (historisch floristisch bestand) van het Rijksherbarium te Leiden*. TNO, Den-Haag.
- Köllner, T, 2000. Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity. *Journal of Cleaner Production* 8: 293-311.
- Kunin, W.E. 1998. Extrapolating species abundance across spatial scales. *Science* 281: 1513-1515.
- Kunin, W.E., S. Hartley & J.J. Lennon, 2000. Scaling down: on the challenge of estimating abundance from occurrence patterns. *The American naturalist* 156: 560-566.
- Kuik, O., L. Brander & M. Schaafsma, 2006. *Globale batenraming van Natura 2000*. IVM, Amsterdam.
- Lammers, W., R. van Oostenbrugge, S. Kruitwagen, W. Kuindersma, H. stolwijk, F. Veeneklaas, 2002. *Quick scan effectiviteit en doelmatigheid van het natuurbeleid*. RIVM, Bilthoven.
- Margules, C. and Usher, M.B. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological conservation* 21: 79-109.
- Mennema, J., 1973. Een vegetatiewaardering van het stroomdallandschap van het Merkske (N.-Br.), gebaseerd op een floristische inventarisatie. *Gorteria* 6: 75-127.

- Mennema, J., A.J. Quené-Boterbrood & C.L. Plate, 1980. *Atlas van de Nederlandse flora, Deel 1: zeer zeldzame en uitgestorven soorten*. Kosmos, Amsterdam.
- Mennema, J., A.J. Quené-Boterbrood & C.L. Plate, 1985. *Atlas van de Nederlandse flora, Deel 2: zeldzame en vrij zeldzame planten*. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht.
- Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 2006. *Natuur en landschap op waarde geschat. Wat is de economische waarde van natuur en landschap?* IFA Bedrijfsuitgeverij, Den-Haag.
- Nijhof, B.S.J., J.J. de Jong, H.W.B. Bredenoord, B. de Knecht, J.J.C. Gijsen, M.P. van Veen, T. van Rheenen & S.S.H. Ligthart, 2003. *Kosteneffectiviteit natuurbeleid: bruikbaarheid van gebiedsanalyses*. RIVM./Alterra/ LEI./Natuurplanbureau, Bilthoven/Wageningen/Den-Haag.
- Pearce, D. & D. Moran, 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. Earthscan, London.
- Platform voor Economische Waardering van Natuur, z.jt. *De drie waarden van natuur*. www.fsd.nl/naturevaluation/driewaarden.htm.
- Ratcliffe, D. 1977. *A nature conservation review*. Cambridge University Press.
- Reinhard, S., A. Gaaff, W. van Deursen, L. van Staaldin, S. Groot, K. van Bommel, E. bos, J. Jager & P. Roza, 2006. *Natura 2000 – Quick scan van additionele kosten en sociaal-economische gevolgen*. LEI, Den-Haag.
- Reinhard, S., J. Vreke, A. Gaaff, M. Hoogstra & W. Wijnen, 2003. *Integrale afweging: Ontwikkeling van een instrumentarium voor het beoordelen van veranderingen in aanwending van ruimte*. LEI, Den-Haag.
- Rouget, M., 2003. Measuring conservation value at fine and broad scales; implications for a diverse and fragmented region, the Agulhas Plain. *Biological Conservation* 112: 217-232.
- Ruijgrok, E.C.M., 2000. *Valuation of nature in coastal zones*. PhD-thesis Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Ruijgrok, E.C.M., R. Brouwer & H. Verbruggen, 2004. *Waardering van natuur, water en bodem in maatschappelijke kosten-batenanalyses. Aanvulling op de Leidraad OEI*. Ministerie van LNV.
- Sapir Y.; Shmida A.; Fragman O., 2003. Constructing Red Numbers for setting conservation priorities of endangered plant species: Israeli flora as a test case. *Journal for Nature Conservation*, 11, 91-107.
- Schaminée, J.H.J., L. van Duuren & A.J. de Bakker, 1992. Europese en mondiale verspreiding van Nederlandse vaatplanten. *Gorteria* 18: 57-96.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & V. Westhoff 1995. *De vegetatie van Nederland. Deel 2*. Opulus press, Upsala.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda 1996. *De vegetatie van Nederland. Deel 3*. Opulus press, Upsala.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1998. *De vegetatie van Nederland. Deel 4*. Opulus press, Upsala.
- Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel 1999. *De vegetatie van Nederland. Deel 5*. Opulus press, Upsala.

- Schouwenberg, E.P.E.G., A.H. Prins & G. van Wirdum, 1997. *NBP-deelprogramma Natuurontwikkeling. Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrument voor NatuurontwikkelingsScenario's (GREINS). Natuurtechnisch model (NTM-2). A. Formulering en ijking aan floristische natuurwaardering*. IBN-DLO, Wageningen.
- Schouwenberg, E.P.E.G., 2002. *Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrumentarium voor NatuurontwikkelingsScenario's Beerze-Reusel (GREINS-3). Natuurtechnisch model (NTM3)*. Alterra, Wageningen.
- Spellenberg, I. F., 1992. *Evaluation and assessment for conservation; ecological guidelines for determining priorities for nature conservation*. London, Chapman and Hall.
- Stroch, D., A.L. Šizling & K.J. Gaston, 2003. Geometry of the species-area relationship in central European birds; testing the mechanism. *Journal of Animal Ecology* 72: 509-519.
- Tamis, W.L.M., 2005. *Changes in the flora of the Netherlands in the 20th century*. Nationaal Herbarium Nederland, Leiden.
- Tamis, W.L.M. & M. van 't Zelfde, 2003. KFK, een nieuwe zeldzaamheidsschaal voor de Nederlandse flora. *Gorteria* 29: 57-83.
- Ten Brink, B., A. van Hinsbergen, M. de Heer, D.C.J. van der Hoek, B. de Knecht, O.M. Knol, W. Ligtoet, M.J.S.M. Reijnen & R. Roseboom, 2002. *Technisch ontwerp Natuurwaarde 1.0 en toepassingen in Natuurverkenningen 2*. RIVM, Bilthoven.
- Ten Brink, B., A. van Strien, A. van Hinsbergen, M.J.S.M. Reijnen, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. van Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtoet, M. van der Peijl & S. Semmekrot, 2000. *Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek*. RIVM, Bilthoven.
- Ten Brink, B.J.E., A.J. van Strien & M.J.S.M. Reijnen, 2001. De natuur de maat genomen in vier graadmeters. *Landschap* 18: 5-20.
- Van Beers, P.W.M., 1993. *De betekenis van floradoelparameters voor de Ecologische Hoofdstructuur in Nederland*. IKC-NBLF, Wageningen.
- Van den Berg, A.E., J.F. Coertier & C.A.J. Vlek, 1996. Hoe mooi is ruige natuur? Verschillen tussen gebruikers in de waardering van landschapskenmerken bij natuurontwikkeling. *Landschap* 13: 285-297.
- Van der Heide, M., E. Bos & J. Vreke, 2006. *Analyseren en evalueren van beleidsmaatregelen met een effect op natuur en milieu*. LEI/Alterra, Den Haag/Wageningen.
- Van der Hoek, D.C.J., M. Bakkenes & J.R.M. Alkemade, 2000. *Natuurwaardering in de Natuurplanner. Toepassing voor de VIJNO*. RIVM, Bilthoven.
- Van der Hoek, D.C.J., W.F. Hoffmans, A. van Hinsberg, M. van Esbroek & J.R.M. Alkemade, 2002. *Ecologische effectberekening voor de 2^e nationale natuurverkenning; terrestrische systemen*. RIVM, Bilthoven.
- Van der Maarel, E., 1971. Florastatistieken als bijdrage tot de evaluatie van natuurgebieden. *Gorteria* 5: 176-188.
- Van der Meijden, R., C.L.G. Groen, J.J. Vermeulen, T. Peterbroers, M. van 't Zelfde & J.P.M. Witte, 1996. *Eindrapport FLORBASE-1*. Leiden.
- Van der Meijden, R., Odé, B., C.L.G. Groen & J.P.M. Witte, 2000. Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland. *Gorteria* 26(4): 85-208.

- Van der Meijden, R., L. van Duuren, E.J. Weeda & C.L. Plate, 1991. Standaardlijst van de Nederlandse flora 1990. *Gorteria* 17: 75-127.
- Van der Meijden, R., C.L. Plate & E.J. Weeda, 1989. *Atlas van de Nederlandse flora, Deel 3: Minder zeldzame en algemene soorten*. Rijksherbarium, Leiden.
- Van Ek, R., E. Lindeijer, L. van Oers, E. van der Voet & J.P.M. Witte, 2002. *Towards including desiccation in LCA*. TNO Industrial technology, Eindhoven.
- Van Ek, R., J.P.M. Witte, J. Runhaar & F. Klijn, 2000. Ecological effects of water management in the Netherlands: the model DEMNAT. *Ecological Engineering* 16: 127-141.
- Van Leeuwen C.G., 1966. A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. *Wentia* 15: 25-46.
- Van Leeuwen, M.G.A, 1997. *De meerwaarde van groen voor wonen; een regionale analyse*. LEI, Den Haag, LEI.
- Van Soest, J.P. & M.J. Blom, 2003. *Natuur is economie!* Kluwer, Delft.
- Vereijken, P.H., M.J.W. Janse, W.M.L. Akkermans & I.G. Staritsky, 2005. *Kan het natuurbeleid ruimtelijk-economisch efficiënter?* Plant Research International, Wageningen.
- Vögtlander J.G., E. Lindeijer & J.P.M. Witte, 2004. Characterizing the change of land-use based on flora: application for EIA and LCA. *Journal of cleaner production* (1): 47-57.
- Vreke, J. & F.R. Veeneklaas, 1997. *Economische kosten-batenanalyse van de Ecologische hoofdstructuur*. SC-DLO, Wageningen.
- Wallis de Vries, M.F., 1999. Over kwantiteit én kwaliteit van natuur. Ruimtelijke schaal en doelsoorten als maat voor natuurkwaliteit. *Landschap* 16: 51-58.
- Walter, J. , 1991. Respect voor de natuur in overheidsbeleid. *Gorteria* 19: 43-51.
- Wijnen, W., H. Hofsink, E. Bos, C. van der Hamsvoort & L. de Savornin Lohman, 2002. *Baten en kosten van natuur; een regionale analyse van het roerdal*. LEI, Den-Haag.
- Wheeler, B.D. 1988. Species richness, species rarity and conservation evaluation of rich-fen vegetation in lowland England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 25: 331-353.
- Wiertz, J., 2005. *Kerngraadmeters voor natuur en landschap in Nederland; een tussenbalans*. MNP, Bilthoven.
- Witte, J.P.M., 1996. De waarde van natuur; zeldzaamheid en de botanische waardering van gebieden. *Landschap* 13(2): 79-95.
- Witte, J.P.M. 1998. *National water management and the value of nature*. Agricultural University of Wageningen, The Netherlands.
- Witte, J.P.M., 2002. *Verandering van natuurwaarden door grondwaterwinning*. Kiwa, Nieuwegein. In: Van Ek et al. (2002).
- Witte, J.P.M. & F. Klijn, 1997. Waardering van standplaatstypen. Vuistregels voor een beoordeling van potentiële botanische natuurwaarden. *Landschap* 14(2): 105-109.
- Witte, J.P.M & P.J.J.F.Torfs, 2003. Scale dependency and fractal dimension of rarity. *Ecography* 26(1): 60-68.
- Zonneveld, I.S., 1991. Eerbied voor de natuur, welke natuur? *Gorteria* 19: 25-36.