

Ecosysteemdiensten: nieuw anker voor omgevingsbeleid?

Ecosysteemdiensten
Waardering
Monetariseren
CO₂

Ecosysteemdiensten krijgen in het beleid steeds meer aandacht. Eén van de redenen is dat binnen dit concept veel aandacht wordt gegeven aan de waardering van ecosystemen of delen daarvan in geldelijke termen. Ecologie en economie worden met elkaar verbonden, maar onomstreden is dat niet. Kan deze verbinding voor toepassing in het beleid geloofwaardig worden uitgewerkt en zijn daar niet grote risico's mee verbonden? Een verkenning.

De doelstellingen van het omgevingsbeleid zijn sinds het eind van de jaren zeventig gerelateerd aan volksgezondheid, welbevinden, kwaliteit van leven, behoud van natuur en behoud van het landschap. Sinds enige jaren zijn daar de termen 'biodiversiteit' en 'ecosysteemdiensten' bijgekomen en wordt de kwaliteit van de leefomgeving in sterke mate aan deze twee termen verbonden. In dit artikel staat het concept van ecosysteemdiensten centraal. Ecosysteemdiensten drukken de baten uit die de natuur de mens biedt, uiteenlopend van voedsel tot geestelijk welbevinden. Aan deze baten wordt een waarde toegekend, waar mogelijk ook in monetaire termen. Doel van de bedenkers en voorstanders van het gebruik van ecosysteemdiensten is ook om aandacht te vestigen op de soorten en ecosystemen die deze baten leveren en een duurzame benutting van onze leefomgeving mogelijk kunnen maken. Dit kan de betreffende soorten en ecosystemen een steviger positie geven in het beleid. De vraag is of het concept van ecosysteemdiensten hier daadwerkelijk aan kan bijdragen. In dit artikel willen we dat verkennen. Eerst komt het begrip ecosysteemdiensten aan bod en beschrijven we welke typen diensten worden onderscheiden. Vervolgens gaan we in op de waardering van ecosysteemdiensten en op mogelijkheden en beperkingen van monetarisering. Aan de hand van CO₂-vastlegging laten we zien wat het werken met ecosysteemdiensten kan betekenen en hoe monetarisering uitpakt. Ten slotte maken we de balans op en trekken een aantal conclusies.

Ecosysteemdiensten

In 2005 verscheen de publicatie van de Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) – een wereldwijd project waaraan meer dan 1.300 onderzoekers hebben meegewerkt. Deze publicatie had als doel op mondiaal niveau in kaart te brengen welke baten ecosystemen de mensheid leveren. Drijfveer was de zorg om het verdwijnen van het besef dat de mens fundamenteel afhankelijk is van ecosystemen. In de MEA wordt geconstateerd dat met het huidige niveau van menselijk gebruik 'rekeningen' worden doorgeschoven naar toekomstige generaties en naar economisch zwakke landen. Nu is verdere concretisering van deze visie aan de orde, met onder meer de vertaling van het concept naar concrete vormen van handelen (waaronder ook regelgeving) op landelijke en regionale schaal (onder meer TEEB, 2010). Tijdens de biodiversiteitsconferentie in Nagoya (oktober 2010) is deze concretisering ook een belangrijk onderwerp geweest, waarbij onder andere de verdeling van baten van ecosysteemdiensten (bijvoorbeeld medicinale soorten uit bossen in ontwikkelingslanden) een zwaar discussiepunt bleek te zijn (www.tothecenter.com/).

In de MEA worden ecosysteemdiensten omschreven als de door de natuur aan de mens geleverde baten (zie ook Wallace, 2007). Het begrip refereert aan het functionele aspect van natuur dat vaak wordt geplaatst tegenover de benadering waarin de intrinsieke waarde van de natuur voorop wordt gesteld. Hierbij speelt ook het begrip biodiversiteit een belangrijke rol. De vooronderstelling is dat biodiversiteit en ecosysteemdiensten aan elkaar zijn gerelateerd (hoe meer biodiversiteit hoe meer ecosysteemdiensten), maar de mate waarin dit feitelijk het geval is, is

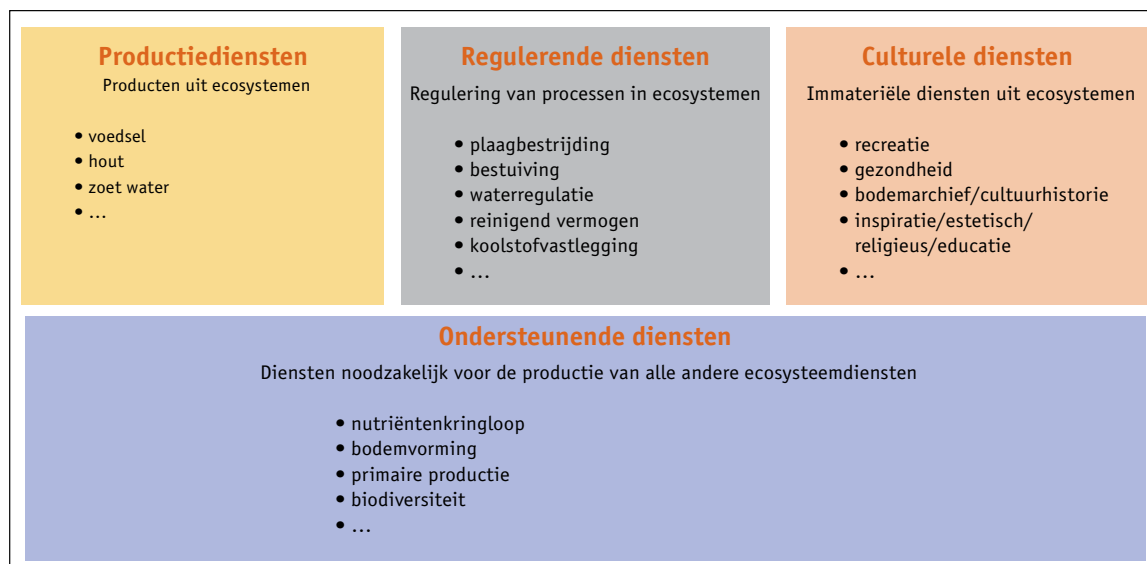
DICK MELMAN,
MARTIJN VAN DER
HEIDE, LEON BRAAT &
HELIAS UDO DE HAES

Dr. Th.C.P. Melman Alterra,
Wageningen UR, Postbus 47
6700 AA, Wageningen
Dick.Melman@wur.nl
Dr. Ir. C.M. van der Heide LEI,
Wageningen UR en Van Hall
Larenstein
Dr. L.C. Braat Alterra,
Wageningen UR
Prof. Dr. H.A. Udo de Haes
CML, Leiden University

Foto **Wouter Pattyn** Buiten-
Beeld/HH. Het Nederlandse
bos legt gemiddeld 12,2 ton
ha⁻¹ j⁻¹ CO₂ vast.

Figuur 1 De vier categorieën van ecosystemediensten, zoals onderscheiden in de MEA (PBL, 2010).

Figure 1 The four categories of ecosystem services, as distinguished in the MEA (PBL, 2010).



onderwerp van discussie (ALTER-Net 2010).

In de MEA (2005) zijn vier hoofdcategorieën van ecosystemediensten onderscheiden: productie-, regulerende, culturele en ondersteunende diensten (zie figuur 1).

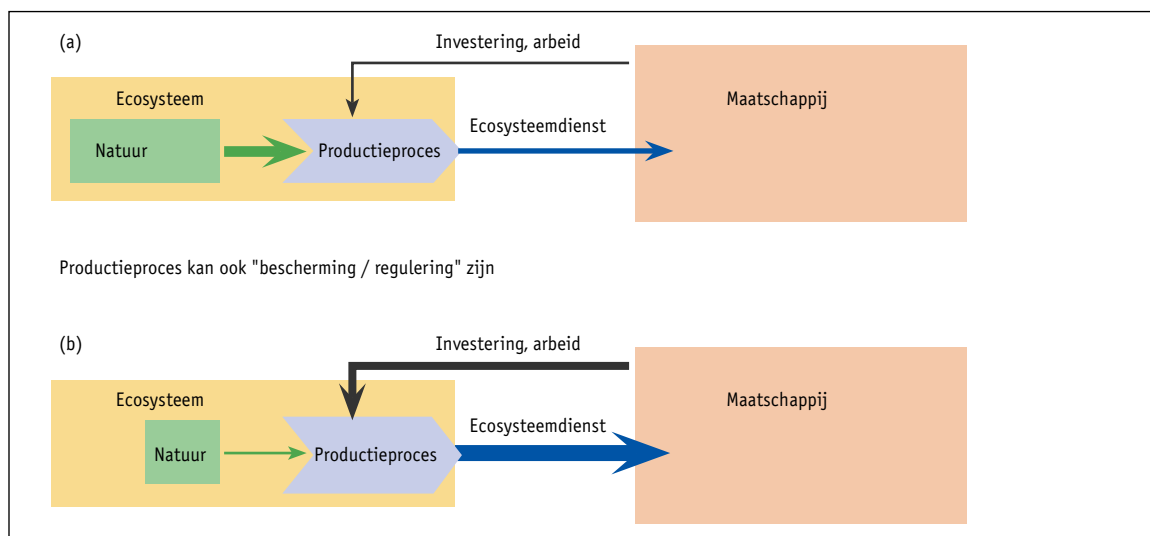
Bij de *productiediensten* gaat het om zaken als voedsel, hout, vezels, drinkwater, biobrandstof en medicijnen. Het gaat bij ecosystemediensten overigens niet alleen om de baten die voortkomen uit ‘pure’ natuur. Het begrip heeft ook betrekking op reguliere, intensief geëxploiteerde landbouwsystemen (Braat & Ten Brink, 2008). De menselijke investering is dan onderdeel van het ecosysteem (zie figuur 2). Sterker nog, voor de productiediensten geldt dat er altijd een bepaalde mate van menselijk handelen vereist is, willen ze baten voor de samenleving opleveren: vruchten moeten geplukt worden, bomen gekapt, water opgepompt enzovoort. In een onverstoord gebied is de waarde van productiediensten nul.

Bij de *regulerende diensten* gaat het om baten die ecosyste-

men (al dan niet onder invloed van menselijke activiteiten) leveren bij het reguleren van natuurlijke processen. Het betreft bijvoorbeeld waterregulatie, plaagregulatie, bestuiving, klimaatregulatie en het reinigend vermogen. *Culturele diensten* drukken de baten uit die het geestelijk en sociaal welbevinden bevorderen, zoals recreatieve baten, gezondheidsbaten, en baten die voortvloeien uit (natuur-)educatie, conservering van het bodemarchief en cultuurhistorie, artistieke en religieuze inspiratie en esthetische beleving. Het gaat hier vooral om de informatiefunctie van natuur (Keulartz, 1995; Drenthen, 1996).

De categorie *ondersteunende diensten*, ten slotte, omvat de ecologische processen die nodig zijn voor het leveren van de bovengenoemde categorieën van diensten, bijvoorbeeld de nutriëntenkringlopen, bodemvorming en primaire productie. Met andere woorden, ondersteunende diensten maken de levering van andere diensten mogelijk (Hendriks et al., 2010).

De MEA-typologie is nog niet in alle opzichten bevre-



digend. Zo zijn de ondersteunende diensten een lastige categorie, omdat ze niet zozeer diensten aan de mens zijn, maar de voorwaarden vormen waaronder de overige diensten tot stand kunnen komen. Dit levert bijvoorbeeld complicaties op bij de monetaire waardering van diensten, omdat er dan gemakkelijk dubbel tellingen kunnen ontstaan. Dit soort vragen is opgepakt in het *The Economics of Ecosystems And Biodiversity* project (TEEB, 2008), een vervolg op de MEA dat onder verantwoordelijkheid van de VN is uitgevoerd. In TEEB-verband is een raamwerk ontwikkeld, dat de verhouding tussen het ecologische domein en het socioculturele domein helder in beeld probeert te brengen (zie figuur 3).

Waardering van ecosysteemdiensten

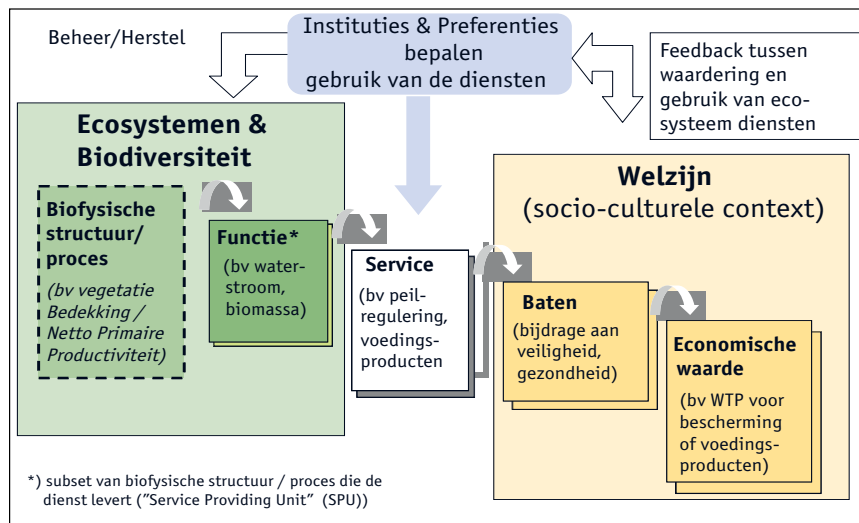
De waarde van biodiversiteit voor de samenleving kan zeer verschillende vormen aannemen, bijvoorbeeld plaagbestrijding en bestuiving in de landbouw, watervasthoudend vermogen en een bijdrage aan de menselijke gezondheid (Van den Berg, 2009). Dit zijn zeer on-

gelijksoortige baten, die alle eigen (fysieke) waarderingsmaatlaten vergen. Er is steeds meer behoefte aan één allesomvattende waardebeoordeling. Monetaire waardering (kortweg monetaarisering) speelt hierin een belangrijke rol, en krijgt in wetenschap en beleid op dit moment toenemende aandacht (zie het eerder genoemde TEEB-project). Dit in de veronderstelling dat ecosysteemdiensten hiermee het meest effectief een stevige plaats in het beleid zullen krijgen. Monetariseren is aantrekkelijk omdat het eendimensionale afweging mogelijk maakt: alle kosten en baten kunnen in geldwaarde met elkaar worden vergeleken. Maar er kleven ook risico's aan: veel ecosysteemdiensten lopen niet via de markt. Een kwantificering in geldtermen is daardoor veelal moeilijk, of arbitrair. Hieronder bespreken we de mogelijkheden en valkuilen van monetaarisering en duiden alternatieve besluitvormingsinstrumenten aan, voor het geval dat monetaarisering niet of nauwelijks mogelijk is.

Voor het monetaariseren van ecosysteemdiensten zijn verschillende methoden beschikbaar. De vier voornaamste

Figuur 2 Bij het produceren van ecosysteemdiensten kunnen zowel natuur als mens een rol spelen, zoals bij landbouw het geval is. De grootte van de blokjes en de dikte van de pijlen geven de omvang aan. (a): het natuuraandeel in het ecosysteem is relatief groot en leidt, samen met de investering van de mens tot een bepaald volume aan ecosysteemdiensten. (b): met een afname van het natuuraandeel en een toegenomen investering van de mens is het productievolume per saldo groter.

Figure 2 In production of ecosystem services can both nature and humans play a role, as is the case in agriculture. The size of the blocks and the thickness of the arrows indicate the magnitude. (a): the share of the natural ecosystem is relatively large and leads, together with the investment of man to a certain volume of ecosystem services. (b) with a decline in the share of nature and an increased investment of man the net production volume is increased.



Figuur 3 Schema waarbij de relatie tussen natuur, ecosystemen en menselijk welzijn is weergegeven (De Groot *et al.*, 2010).

Figure 3 Diagram with the relationship between nature, ecosystems and human welfare (De Groot *et al.*, 2010).

zijn (bijvoorbeeld Ruijgrok *et al.*, 2004; Van der Heide *et al.*, 2006):

- marktprijzen;
- daadwerkelijk geopenbaarde voorkeuren (*revealed preferences*);
- gevraagde voorkeuren (*stated preferences*);
- en kostenbenadering (waaronder de vermeden kostenmethode, dat wil zeggen, de kosten die moeten worden gemaakt als negatieve milieu- of natuureffecten op een alternatieve (technologische) wijze zouden worden bestreden).

Elke methode, hoe wetenschappelijk onderbouwd ook, heeft zijn voor- en nadelen (Diamond & Hausman, 1994; Bateman *et al.*, 2002; Stolwijk, 2004; Vatn, 2004). Welke methode het best toegepast kan worden, wordt mede bepaald door de aard van de te waarderen diensten. Productiediensten zijn relatief eenvoudig via marktprijzen te waarderen, terwijl de waarde van culturele diensten beter door de methode van gevraagde voorkeuren is te achterhalen (zie tabel 1).

Verder is bij monetaarisering en de keuze van de waarderingmethode, de context van belang. Welk doel wordt er met het in geld uitdrukken van ecosystemediensten nastreefd? Sloopweg en Van Beukering (2008) geven een viertal motieven:

- signalering: monetaire waardering ter ondersteuning van het economisch belang van ecosystemediensten, zie bijvoorbeeld Braat & Ten Brink (2008). Hier zijn de eisen aan de nauwkeurigheid relatief laag, het gaat om de orde van grootte die agendering van ecosystemediensten op de politieke agenda rechtvaardigt;
- besluitvorming: monetaire waardering ter ondersteuning van het beleid, bijvoorbeeld voor het onderhouden van de allocatie van schaarse middelen over verschillende doelen, zie bijvoorbeeld Nunes & Van den Bergh (2004). Hier zijn de eisen aan de nauwkeurigheid hoger dan bij signalering omdat er tussen doelen moet kunnen worden afgewogen;
- schadeberekening: monetaire waardering als hulpmiddel om de schade te berekenen die aan een ecosysteem is toegebracht, bijvoorbeeld door olierampen met tankers (Cesar & Van Beukering, 2004). Hier zijn de nauwkeurigheidseisen zeer hoog omdat de berekende bedragen toereikend (niet te hoog of te laag) moeten zijn om de schade te herstellen. Het gaat overigens vaak niet alleen om kosten verbonden aan het schoonmaken van het ecosysteem, maar ook om de inkomensschade die derden ondervinden doordat het ecosysteem bepaalde diensten niet meer levert;
- duurzaamheidsfinanciering: monetaire waardering ter bepaling van het wenselijke belasting- of heffingsniveau om een duurzaam gebruik van ecosystemediensten te realiseren, zie bijvoorbeeld Sánchez-Azofeifa *et al.* (2007). De vereiste nauwkeurigheid hangt af van de beoogde werking: het genereren van corrigerende prikkels (vergelijk signalering) of het genereren van inkom-

sten die toereikend moeten zijn om eventuele schade aan het ecosysteem te herstellen (vergelijk *schadeberekening*).

De reden dat monetaire waardering in de praktijk vaak niet wordt toegepast, is dat er forse haken en ogen zitten aan het in geld uitdrukken van de baten van natuur:

- monetaire waardering is een arbitraire aangelegenheid, wanneer het wordt toegepast als maatstaf om preferenties voor niet-markt goederen in uit te drukken (Stolwijk, 2004);
- antwoorden op vragen over gefingeerde situaties – zoals in de methode van gevraagde voorkeuren aan de orde is – zijn structureel en significant anders dan antwoorden op vragen in een echte marktsituatie (Bulte & De Zeeuw, 2002);
- de huidige waarderingsmethoden zijn slechts geschikt om bij kleine (systeem)veranderingen verschillen te bepalen. Bij omvangrijke wijzigingen veranderen ook schaarsteverhoudingen en daarmee de waarderingsbasis van de ecosystemendiensten;
- ecosystemen zijn complex. Het is moeilijk een compleet overzicht te genereren van alle diensten die een ecosysteem levert en van de plekken waar die diensten worden geleverd. Processen zijn moeilijk voorspelbaar en vertonen niet-lineair gedrag. Door de waarde van ecosystemendiensten in één dimensie (geld) uit te drukken, gaat de relatie met deze complexiteit verloren. Wordt de werking van het ecosysteem niet goed doorzien, dan kan monetarisering leiden tot schijn nauwkeurigheid.

Is any number better than no number (Diamond & Hausman, 1994)? Als er teveel haken en ogen aan monetarisering zitten, kunnen alternatieve instrumenten ter ondersteuning van de besluitvorming worden toegepast:

Methode	Categorie dienst			
	Productie	Regulerende	Culturele	Ondersteunende
Marktprijzen	+	+/-	+/-	-
Geopenbaarde voorkeuren	+/-	-	+	+/-
Gevraagde voorkeuren	-	-	+	+
Kosten-benadering	+	+	-	+/-

- multicriteria-analyse (MCA): alle effecten van een maat- regel worden in hun eigen dimensie (euro's, reistijdwinst, toe- of afname van ecosystemendiensten, et cetera) uitgedrukt. Pas in de besluitvorming wordt bepaald hoe ze zich tot elkaar verhouden (Janssen & Munda, 1999);
- kosteneffectiviteitsanalyse (KEA): hiermee wordt aangegeven wat het kost om een bepaald effect te realiseren, of welk effect binnen een bepaald budget haalbaar is. De kosten worden hierbij in euro's uitgedrukt, maar de te realiseren effecten kunnen in hun eigen dimensie worden weergegeven.

Deze alternatieven zijn echter niet geschikt voor schadeberekening en duurzaamheidsfinanciering. De betekenis van monetariseren is afhankelijk van het doel dat ermee wordt nagestreefd. Als het doel signalering is, dan kan monetarisering een krachtig en communicatief instrument zijn: *money speaks louder than words*. Bij besluitvorming kan monetarisering onder voorwaarden werken. De praktijk van MKBA's in Nederland laat echter zien dat het tot dusver lastig is gebleken om aan ecosystemendiensten betrouwbare, geldelijke waarden toe te kennen (zie bijvoorbeeld Bos & Vogelzang, 2010). Alternatieve benaderingen zoals de hierboven genoemde MCA of KEA verdienen dan de voorkeur. Voor schadeberekening en duurzaamheidsfinanciering, ten slotte, kan economische waardebeoordeling helpen om de 'prijs' te bepalen die leidt tot het gewenste beleidsdoel. Die moet dan wel met de nodige voorzichtigheid worden gehanteerd.

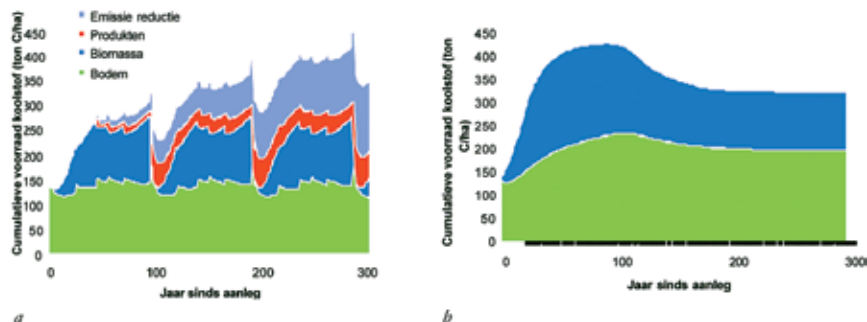
Tabel 1 De geschiktheid van de vier categorieën waarderingsmethoden per categorie ecosystemedienst: + = geschikt; +/- = in sommige situaties geschikt; - = niet of nauwelijks geschikt (gebaseerd op Pascual *et al.*, 2010)

Table 1 The suitability of four valuation methods per category of ecosystem services: + = suitable; +/- = suitable in some situations; - = hardly suitable (based on Pascual *et al.*, 2010).

Figuur 4

Koolstofvoorraden in beheerd (a) en onbeheerd (b) fijnspar bos. In het beheerde bos worden takken en hout geoogst en gebruikt voor energieopwekking. In het onbeheerde bos blijft al het dode hout in het bos. Na circa 100 jaar neemt daar de beuk de dominantie over. Na circa 150 jaar wordt de CO₂-vastlegging in het beheerde bos groter dan in het onbeheerde bos (Schelhaas *et al.*, 2002).

Figure 4 Carbon stocks in managed (a) and unmanaged (b) Norway spruce forest. In the managed forest branches and wood are harvested and used for energy. In the unmanaged forest the dead wood is left in the forest. After about 100 years the beech is taking the dominance there. After about 150 years the CO₂ sequestration in managed forests exceeds that of the unmanaged forest (Schelhaas *et al.*, 2002).



Casus: CO₂-vastlegging

In EU-verband heeft Nederland zich ertoe verplicht om in 2020 een CO₂-reductie van 30% te realiseren ten opzichte van het niveau in 1990 (van 213,3 naar 149,3 Mton j⁻¹ CO₂-equivalenten), wat overeenkomt met een gemiddelde vermindering van de uitstoot per jaar van 2,1 Mton. Hieronder worden twee ecosystemen vergeleken die in Nederland een bijdrage aan het vastleggen van CO₂ zouden kunnen leveren: bossen en veen. Bij de vergelijking wordt gefocust op twee aspecten: de omvang van de ecosystemedienst in relatie tot de maatschappelijke opgave en de monetaire waarde die aan de dienst kan worden toegekend.

Bossen

Bossen legen koolstof vast in hout, maar niet in elke levensfase even veel: een jong, opgroeiend bos legt per jaar beduidend meer vast dan een oud, volwassen bos (figuur 4). Door het Nederlandse bos wordt gemiddeld 12,2 ton ha⁻¹j⁻¹ CO₂ vastgelegd (Schelhaas *et al.*, 2002). Het Nederlandse bosareaal is ongeveer 360.000 hectare groot. Hierin is circa 95 Mton CO₂ vastgelegd. Jaarlijks komt daar ongeveer 4 Mton bij, netto ongeveer 2,7 Mton. Het verschil (circa 1,3 Mton) gaat verloren door houtkap (Van der Maas *et al.*, 2009). Voor de reductietaakstelling volgens het Kyoto-protocol mogen alleen de nieuw aangeplante

bossen, van na 1990, worden meegeteld. Deze hebben een oppervlakte van ruim 50.000 ha en leggen ongeveer 0,6 Mton CO₂ per jaar vast. Daarnaast wordt er echter ook op aanzienlijke schaal ontbost: in 2007 kwam dit overeen met een emissie van 0,9 Mton CO₂ (Van der Maas *et al.*, 2009). Hoewel het vastleggen van CO₂ door bos bescheiden is ten opzichte van de landelijke CO₂-uitstoot, kan de vastgelegde hoeveelheid wel relevant zijn voor het realiseren van de huidige reductiedoelstelling. De 0,6 Mton die jaarlijks door nieuw bos wordt vastgelegd is nog altijd substantieel: 28% van de reductiedoelstelling. Zou hout planmatig worden gebruikt als CO₂-neutrale energiebron (vervanging van fossiele brandstoffen gecombineerd met heraanplant), en zou dit worden gemaximaliseerd (houtplantages), dan helpt dat onze netto CO₂-uitstoot duurzaam te verminderen, al zijn de verschillen met onbeheerd bos pas op zeer lange termijn van betekenis (zie figuur 4). Het karakter van het bos zal hiermee echter veranderen: beheer als houtplantages zal ten koste gaan van de recreatieve- en belevingswaarde en van de biodiversiteit. De maximalisering van de houtproductie wordt uitgeruild met andere ecosystemediensten: de nu gestapelde diensten worden (gedeeltelijk) ontstapeld.

Veen

Veen bestaat hoofdzakelijk uit (lang geleden) afgestorven planten. Het vertegenwoordigt een al gerealiseerde ecosystemedienst die in het CO₂-beleid van belang is. Met de drooglegging van veengebieden oxideert het veen evenwel en komt CO₂ vrij. In agrarisch gebruikte veenpolders bedraagt de maaiveldafname 0,5-1 cm j⁻¹, wat overeenkomt met 10-20 ton CO₂ ha⁻¹ jr⁻¹ (Kuikman *et al.*, 2003). Uit het Nederlandse veengebied komt op deze manier jaarlijks ongeveer 4 Mton CO₂ vrij (Kuikman *et al.*, 2003). Deze hoeveelheid overtreft de netto door de bossen vastgelegde hoeveelheid (2,7 Mton jr⁻¹). Door te stoppen met peilver-

lagingen dan wel het veen te vernatten wordt de veenoxidatie geremd en vermindert de CO₂-uitstoot. Verhoging van het waterpeil, eventueel in combinatie met ontwikkeling van moerasbos, kan een interessante optie zijn bij het realiseren van de CO₂-reductiedoelstelling (zie ook Woestenburger, 2009). Overigens heeft Nederland er tot dusver voor gekozen om veen buiten het Kyoto-protocol te houden. Dat betekent dat verandering van het droogleggingsregime geen bijdrage levert aan de Kyoto-verplichtingen.

Monetaire waardering

Voor het bepalen van de baten van CO₂-vastlegging kan gebruik worden gemaakt van verschillende bronnen, waaronder marktprijzen – momenteel kost 1 ton CO₂-emissierecht ongeveer € 16 op de emissierechtenmarkt (Emission Trading System) – en preventie- of reductiekosten, bijvoorbeeld investeringen in schone technologie. Deze kosten geven een indicatie van wat de maatschappij bereid is te betalen om een bepaald milieu- of natuurdoel te realiseren (de baten) en een benadering van de waarde van een ecosysteemdienst. Er bestaan verschillende en onderling soms sterk afwijkende kengetallen voor deze baten (Eijgenraam *et al.*, 2000; LNV, 2006). We kiezen hier voor de meest conservatieve schatting van € 13,60 per ton CO₂ die wordt vastgelegd (LNV, 2006). De gemiddelde vastlegging van het Nederlandse bos van 12,2 ton ha⁻¹ jr⁻¹ (Schelhaas *et al.*, 2002) vertegenwoordigt dan een waarde van € 166 ha⁻¹ jr⁻¹.

Hoe verhouden deze baten zich nu tot de kosten van bossen? Deze kosten lopen bij de verschillende bossen sterk uiteen. Om een indicatie te verkrijgen volstaan we hier met een zeer grove benadering. Het gaat bij nieuwe bossen om grond-, aanleg- en beheerkosten, geschat op respectievelijk € 20.000 (eenmalig), € 1.000 (eenmalig) en € 150 (jaarlijks), alle per hectare.

Het verschil tussen de huidige waarde van CO₂-reductie

over 30 jaar door bossen en de kosten, beide verdisconteerd tegen 4%, is negatief. De zogeheten Netto Contante Waarde (NCW) bedraagt circa -€ 20.500. Dat is niet verwonderlijk omdat alleen al de jaarlijkse kosten en baten van CO₂-vastlegging in dezelfde orde van grootte liggen, namelijk € 150 en € 166 ha⁻¹. Het zijn de eenmalige grond- en aanlegkosten die de balans negatief doen uitslaan. Vanzelfsprekend resulteren de gemaakte kosten niet alleen in CO₂-baten. Een nieuw aangelegd bos levert ook andere ecosysteemdiensten. Wanneer deze andere baten, zoals recreatie, houtproductie, invangen van fijnstof, het vasthouden van water en dergelijke, meegeteld worden – en er dus ecosysteemdiensten gestapeld worden – dan verandert ook de NCW. Het blijkt dat wanneer de totale baten van een nieuw bos ongeveer € 1.317 ha⁻¹ bedragen (en de kosten hetzelfde blijven), de NCW gelijk is aan 0. De emissie van broeikasgassen uit laagveengronden kan op een vergelijkbare manier worden benaderd. Het volledig voorkomen van de huidige uitstoot van 10-20 ton CO₂ ha⁻¹ jr⁻¹ zou dan een waarde van € 136-272 ha⁻¹ jr⁻¹ vertegenwoordigen. Dit is een aanzienlijk bedrag, vergeleken met bijvoorbeeld het landbouwkundig saldo of de beheerkosten voor natuur.

Wij trekkende volgende conclusies uit deze casus:

- de monetaire waarde van CO₂-vastlegging is niet direct gerelateerd aan het belang dat we hechten aan het voorkomen van klimaatopwarming, maar aan de revenuen die CO₂-emissie oplevert en de kosten van CO₂-vastlegging;
- afgezet tegen de baten die CO₂-vastlegging oplevert in de huidige CO₂-markt, is bos (aankoop, inrichting, beheer) exclusief voor deze dienst niet kostendekkend. De combinatie met andere diensten die bossen leveren (stapeling), kan dit beeld veranderen;
- de bijdrage van veen aan onze CO₂-emissie overtreft

Foto **Tjitte Jan Hogeterp** doorhetoogvandens.nl. Het nieuwe aquaduct in de Jelteloot vervangt de brug bij Hommerts en voorkomt files op het water tijdens het hoogseizoen. Recreatieve baten vallen onder de culturele diensten die ecosystemen leveren.



de hoeveelheid die netto door bossen wordt vastgelegd. Vernatting van veen kan een belangrijke bijdrage leveren aan de CO₂-reductie, gelijkwaardig aan de bijdrage die bos levert. Integrale afweging met andere aspecten die bij vernatting spelen is noodzakelijk;

- het Kyoto-protocol en de wijze waarop Nederland heeft gekozen voor invulling ervan, is slechts voor een beperkt deel gevoelig voor de feitelijke CO₂-vastleggingsprestaties. Voor bossen tellen alleen nieuw aangelegd bos en ontbossing. De CO₂-problematiek van het veenweidegebied valt in zijn geheel buiten de scope.

Discussie

Na de karakterisering van de ecosystemendiensten, een verkenning van de mogelijkheden voor monetarisering en een illustratie aan de hand van de casus over CO₂-

vastlegging, sluiten we af met een aantal algemene opmerkingen. Voor een deel vloeien die voort uit het voorgaande, voor een deel betreft het aspecten die nog niet aan bod zijn gekomen, maar die voor de beeldvorming van ecosystemen wel van belang zijn.

Maatschappelijke betekenis

Door ecosystemendiensten te benoemen kan het bewustzijn van omgevingsafhankelijkheid in hoge mate worden versterkt. De aantrekkelijkheid van ecosystemendiensten wordt bepaald door de mate waarin zij in maatschappelijke behoeften kunnen voorzien en in de kosten en baten die hiermee zijn gemoeid. Op dit punt zullen ze worden vergeleken met technologische oplossingen. Ecosystemen kunnen aantrekkelijk zijn voor de realisatie van noodzakelijke voorzieningen, waarbij naast het primaire

doel ook andere maatschappelijke doelstellingen worden gediend. Zo kan waterretentie worden gerealiseerd met behulp van monofunctionele technische middelen als stuwen, dijkverhoging en waterbekkens, maar ook door multifunctionele beekdalecosystemen, waarbij ook natuurbehoud, landbouw en recreatie profiteren (Verdonschot, 2010). Ook kan het concept van ecosysteemdiensten een belangrijke stimulans geven aan de ontwikkeling van een meer duurzame landbouw in Nederland. Elementen daarbij kunnen zijn het optimaal gebruik maken van biologische plaagbestrijding, waarbij landbouw en aangrenzende natuur functioneel met elkaar worden verbonden, of het beter aansluiten van de intensiteit van het grondgebruik bij de gebiedseigenschappen, zoals bijvoorbeeld in het concept Boeren voor Natuur (Stortelder *et al.*, 2001).

Rol van de overheid

Monetarisering is aantrekkelijk, maar geen panacee. De grootste beperking ligt in het arbitraire karakter van het in geld uitdrukken van diensten die niet via de markt lopen. Daarmee kan deze benadering schijnzekerheden opleveren en een weinig solide fundament bieden voor de besluitvorming. Het probleem van dit arbitraire karakter kan door de overheid worden opgelost door adequate regelgeving. Zo kon door het instellen van een CO₂-plafond een concrete waarde aan CO₂-vastlegging worden toegerekend en kon een reële markt ontstaan. Vergelijkbare regelgeving (het instellen van een plafond) is rond het gebruik van bestrijdingsmiddelen en uitstoot van nutriënten denkbaar.

De wijze waarop Nederland haar deelname aan het Kyoto-protocol heeft ingevuld, geeft slechts beperkte ruimte voor het beter benutten van ecosysteemdiensten bij CO₂-reductie. Het protocol is ongevoelig voor de wijze waarop bossen worden beheerd. Bovendien heeft Nederland het

veengebied niet in het protocol ondergebracht, zodat de CO₂-emissie en de eventuele beperkende maatregelen voor het protocol irrelevant zijn

Ecosysteemdiensten bieden een goed aangrijpingspunt voor verbreding van het (inter)nationale milieu- en natuurbeleid. De MEA (2005), TEEB (2008) en de Nagoya-conferentie (2010) zijn hier voorbeelden van. De hier verkregen inzichten en resultaten kunnen doorwerken in het stimuleringsbeleid van de EU en het rijk. In de Nederlandse situatie lijkt een verbreding van het natuurbeleid in de richting van ecosysteemdiensten goed aan te kunnen sluiten bij het recent ingezette regeringsbeleid (VVD-CDA, 2010). Behalve voor de intrinsieke betekenis van soorten en ecosystemen is de Ecologische Hoofdstructuur van belang voor tal van andere maatschappelijke diensten die in hoge mate bepalend zijn voor ons welzijn en welbevinden. Een beleid in termen van ecosysteemdiensten kan daarmee een bijdrage leveren aan het besef dat behoud van de natuur veel meer voordelen oplevert dan wordt verondersteld. Het is van belang dat daarbij ook een relatie wordt gelegd met verschillende actuele milieuproblemen als klimaatopwarming, voedselproblematiek en achteruitgang van biodiversiteit. Deze problemen wortelen alle in een overbelasting van specifieke diensten van ecosystemen ten koste van andere diensten. Het is een uitdaging om nader uit te werken welke bijdrage de ecosysteemdienstbenadering bij de oplossing van deze problemen kan leveren.

Dank

Isabel van den Wyngaert en Mart Jan Schelhaas worden bedankt voor hun informatie voor de uitwerking van de CO₂-casus. Kees Hendriks en Cees Kwakernaak worden bedankt voor het kritisch doorlezen van het manuscript.

Summary

Ecosystem services a new anchorpoint for environmental policy?

Dick Melman, Martijn van der Heide, Leon Braat & Helias Udo De Haes

ecosystem services, valuation, monetization, CO₂

The concept of ecosystem services is explored for its usefulness for environmental policy. Ecosystem services focus on the functional significance of nature, striving for a stronger position for them in policy. How do ecosystem services relate to nature conservation and biodiversity? What is the meaning of valuation and monetization? First the background of the concept of ecosystem services and the various categories of ecosystem services are described. Using the case of CO₂ sequestration

for the Dutch situation shows how this concept might be put to practise. The case study shows how CO₂ sequestration by forest and peat land ecosystems may be affected by man and how this relates to the total Dutch emission and the reduction target. It describes how these services can be valorized in monetary terms, including the role of policy. It appears that the Kyoto Protocol is sensitive to the area of forest, but not for the way forests are managed. Moreover, the Dutch implementation of the protocol is insensitive to the management of the peatland areas, whereas these areas emit considerable quantities of CO₂. General remarks are made on the significance of the concept of ecosystem services and under what conditions it may contribute to the environmental quality.

Literatuur

ALTER-Net, 2010. Ecosystem services and biodiversity: what is the link between the two? Book of abstracts. Conference, Wien 3-4 Nov. 2010. www.alter-net.info.

Bateman, I.J., R.T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Özdemirolu, D.W. Pearce, R. Sugden & J. Swanson, 2002. Economic valuation with stated preference techniques: a manual. Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA, Edward Elgar.

Berg, A.E. van den, 2009. Restorative effects of nature: Towards a neurobiological approach. In: Human Diversity: design for life, Proceedings of the 9th International Congress of Physiological Anthropology 22-26 August 2008. Delft, The Netherlands.

Bos, E. & Th. Vogelzang, 2010. Effecten van vernatting; Integrale afweging met een maatschappelijke kosten-batenanalyse. Landschap 27/3: 175-181.

Braat, L.C. & P. ten Brink (eds.), 2008. The cost of policy inaction; the case of not meeting the 2010 biodiversity target. Alterra-rapport 1718. Wageningen.

Bulte, E.H. & A.J. de Zeeuw, 2002. Hoeveel is de zeehond ons waard? Economisch Statistische Berichten, 87 (4377): 712-715.

Cesar, H.S.J. & P.J.H. van Beukering, 2004. Economic valuation of the coral reefs of Hawaii. Pacific Science, 58 (2): 231-242.

Diamond, P.A. & J.A. Hausman, 1994. Contingent valuation: is some number better than no number? Journal of Economic Perspectives, 8 (4): 45-64.

Drenthen, M., 1996. Het zwijgen van de natuur. Filosofie & Praktijk, 17 (4): 187-199.

Eijgenraam, C.J.J., C.C. Koopmans, P.J.G. Tang & A.C.P. Verster, 2000. Evaluatie van Infrastructuurprojecten - Leidraad voor Kosten-Batenanalyse. Den Haag/Rotterdam, CPB/ NEI.

Groot, R. de, B. Fisher & M. Christie, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations (TEEB DO) – Chapter 1: Integrating the Ecological and Economic Dimensions in Biodiversity and Ecosystem Service Valuation. draft, www.teebweb.org.

- Heide, M. van der, E. Bos & J. Vreke, 2006.** Analyseren en Evalueren van Beleidsmaatregelen met een Effect op Natuur en Milieu. WOt studies nr. 3. Den Haag/Wageningen. LEI/Alterra.
- Hendriks, K., I. Geijzendorfer, A. van Teeffelen, T. Hermans, C. Kwakernaak, P. Opdam & P. Vellinga, 2010.** Natuur voor iedereen: participeren, investeren en profiteren. Alterra, Wageningen-UR.
- Janssen, R. & G. Munda, 1999.** Multi-criteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluation problems. In: J.C.J.M. van den Bergh (ed.). Handbook of Environmental and Resource Economics. Cheltenham, UK and Northampton, USA, Edward Elgar.
- Keulartz, J., 1995.** Strijd om de natuur; kritiek van de radicale ecologie. Amsterdam/Meppel. Boom.
- Kuikman, P.J., W.J.M. de Groot, R.F.A. Hendriks, J. Verhagen & F. de Vries, 2003.** Stocks of C in soils and emissions of CO₂ from agricultural soils in the Netherlands. Wageningen. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 561.
- LNV, 2006.** Kentallen Waardering Natuur, Water, Bodem en Landschap. Hulpmiddel bij MKBA's. Eerste editie. Den Haag/Rotterdam. LNV/Witteveen+Bos.
- Maas, C.W.M. van der, P.W.H.G. Coenen, P.J. Zijlema, L.J. Brandes, K. Baas, G. van den Berghe, G.J. van den Born, B. Guis, G. Geilenkirchen, R. te Molder, D.S. Nijdam, J.G.J. Olivier, C.J. Peek, M.W. van Schijndel & S.M. van der Sluis, 2009.** Greenhouse Gas Emissions in the Netherlands 1990-2007. National Inventory. Report 2009. Bilthoven. Netherlands Environmental Assessment Agency.
- MEA, 2005.** Ecosystems and Human Well-being: current state and trends. Volume 1, Millennium Ecosystem Assessment. Washington D.C. USA. Island press.
- Nunes, P.A.L.D. & J.C.J.M. van den Bergh, 2004.** Can people value protection against invasive marine species? Evidence from a joint TC-CV survey in the Netherlands. Environmental and Resource Economics, 28 (4): 517-532.
- Pascual, U., R. Muradian, L. Brander, E. Gómez-Baggethun, B. Martín-López & M. Verma, 2010.** The economics of ecosystems and biodiversity: the ecological and economic foundations (TEEB DO) – Chapter 5: The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. Draft document.
- PBL, 2010.** Wat natuur de mens biedt; ecosysteemdiensten in Nederland, Planbureau voor de Leefomgeving, publicatienummer 500414002. Bilthoven/Den Haag. PBL.
- Ruijgrok, E.C.M., R. Brouwer & H. Verbruggen, 2004.** Waardering van Natuur, Water en Bodem in Maatschappelijke Kosten-batenanalyses; Aanvulling op de Leidraad OEI. Den Haag, Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- Sánchez-Azofeifa, G.A., A. Pfaff, J.A. Robalino & J.P. Boomhower, 2007.** Costa Rica's Payment for Environmental Services Program: Intention, Implementation, and Impact. Conservation Biology, 21 (5): 1165-1173.
- Schelhaas, M.J., M.N. van Wijk & G.J. Nabuurs, 2002.** Koolstofvastlegging in bossen: een kans voor de boseigenaar? Wageningen, Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 553.
- Slootweg, R. & P. van Beukering, 2008.** Valuation of ecosystem services and strategic environmental assessment; lessons from influential cases. Utrecht, Netherlands Commission for Environmental Assessment.
- Stolwijk, H., 2004.** Kunnen Natuur en Landschapswaarden Zinvol in Euro's worden uitgedrukt? Den Haag, Centraal Planbureau, 5/2004/04.
- Stortelder, A.H.F., R.A.M. Schrijver, H. Alberts, A. van den Berg, R.G.M. Kwak, K.R. de Poel, J.H.J. Schaminee, I.M. van den Top & P.A.M. Visschedijk, 2001.** Boeren voor Natuur. De slechtste grond is de beste. Wageningen. Alterra-rapport no 312.
- TEEB, 2008.** The Economics of Ecosystems and biodiversity. European communities. Cambridge, UK. Banson.
- TEEB, 2010.** The Economics of Ecosystems and Biodiversity; Report for Business – Executive Summary. (www.teebweb.org)
- Vatn, A. 2004.** Valuation and rationality. Land Economics, 80 (Feb.): 1-18.
- Verdonschot, P., 2010.** Het brede beekdal als klimaatbestendige buffer in de veranderende leefomgeving. Flexibele toepassing van het 5b-concept in Peel en Maasvallei. Alterra, Wageningen UR.
- VVD-CDA, 2010.** Vrijheid en verantwoordelijkheid. Regeerakkoord, Den Haag. (www.rijksoverheid.nl).
- Wallace, K.J., 2007.** Classification of ecosystem services: Problems and solutions. Biological Conservation, 139 (3-4): 235-246.
- Woestenburg, M., 2009.** Waarheen met het veen? Kennis voor keuzes in het westelijk veenweidegebied. Uitgeverij Landwerk.