



Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Kosten en baten van terrestrische natuur: Methoden en resultaten

Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2010 - 2040

| WOt-werkdocument 278

H. Leneman, R.W. Verburg, C.M. van der Heide en A.D. Schouten



WAGENINGEN UR
For quality of life

Kosten en baten van terrestrische natuur: Methoden en resultaten

De reeks 'Werkdocumenten' bevat tussenresultaten van het onderzoek van de uitvoerende instellingen voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT Natuur & Milieu). De reeks is een intern communicatiemedium en wordt niet buiten de context van de WOT Natuur & Milieu verspreid. De inhoud van dit document is vooral bedoeld als referentiemateriaal voor collega-onderzoekers die onderzoek uitvoeren in opdracht van de WOT Natuur & Milieu. Zodra eindresultaten zijn bereikt, worden deze ook buiten deze reeks gepubliceerd.

Dit werkdocument is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de WOT Natuur & Milieu.

WOT-werkdocument **278** is het resultaat van een onderzoekopdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), gefinancierd door het Ministerie van Economische Zaken (EZ). Dit onderzoeksrapport draagt bij aan de kennis die verwerkt wordt in meer beleidsgerichte publicaties zoals Balans van de Leefomgeving en Thematische Verkenningen.

Kosten en baten van terrestrische natuur: Methoden en resultaten

Achtergronddocument bij
Natuurverkenning 2010-2040

H. Leneman

R.W. Verburg

C.M. van der Heide

A.D. Schouten

Werkdocument 278

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, juli 2013

Referaat

Leneman, H., R.W. Verburg, C.M. van der Heide & A.D. Schouten (2013). *Kosten en baten van terrestrische natuur: Methoden en resultaten; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2010-2040*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 278. 76 blz. 4 fig.; 35 tab.; 45 ref.; 7 bijl.

Dit werkdocument gaat in op de methoden en resultaten van de kosten en baten uit de Natuurverkenning 2010-2040, die met terrestrische natuur samenhangen. De kosten- en batenberekeningen worden getoond voor de vier kijkrichtingen uit de Natuurverkenning. De kostenberekeningen omvatten aankoop en inrichting, beheer en maatregelen om de verdroging en de depositie tegen te gaan. De effecten op houtproductie, biomassaproductie en koolstofvastlegging vormen de batenberekeningen. Ook zijn de secundaire kosten en baten van de kijkrichtingen voor de land- en tuinbouw geschat.

Trefwoorden: Natuurverkenning 2010-2040, terrestrische natuur, kosten, baten

©2013 **LEI Wageningen UR**

Postbus 29703, 2502 LS Den Haag

Tel: (070) 335 83 30; fax: (070) 361 56 24; e-mail: informatie.lei@wur.nl

De reeks WOt-werkdocumenten is een uitgave van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. Dit werkdocument is verkrijgbaar bij het secretariaat. **Het document is ook te downloaden via www.wageningenUR.nl/wotnatuurenmilieu**

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 48 54 71; Fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.wnm@wur.nl; Internet: www.wageningenUR.nl/wotnatuurenmilieu

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
2 Natuurverkenning: Kijkrichtingen en analysekader	11
2.1 Kijkrichtingen	11
2.2 Analyse kader	13
3 Bepaling van de baten	15
3.1 Inleiding	15
3.2 CO ₂ -vastlegging, energie uit biomassa en houtproductie	15
3.2.1 Algemeen	15
3.2.2 Uitgangspunten fysieke effecten	16
3.2.3 CO ₂ -vastlegging in bossen	17
3.2.4 Biomassa-energie uit bos en uit gras en riet	24
3.2.5 Houtproductie	27
3.3 Landbouw	28
3.3.1 Fysieke effecten	28
3.3.2 Veranderingen in de monetaire waarde	29
4 Bepaling van de kosten	37
4.1 Inleiding	37
4.2 Beheer	39
4.2.1 Beheer natuur	39
4.2.2 Beheer recreatie	40
4.2.3 SN-functieverandering	40
4.3 Inrichting	41
4.3.1 Inrichting en aankoop scheiden	41
4.3.2 Inrichting EHS: herziening kosten	41
4.3.3 Inrichting recreatiegebieden	42
4.4 Generiek ammoniakbeleid	42
4.5 Effectgerichte maatregelen	43
4.6 Resultaten	43
5 Discussie en conclusies	47
Literatuur	51
Bijlage 1 Totale koolstofvastlegging (in bijgroei en bodem) per jaar (in ton C/jaar) in bestaand bos, per natuurdoeltype in de verschillende kijkrichtingen	55
Bijlage 2 Totale koolstofvastlegging (in biomassa en bodem) na 35 jaar (in ton C) in nieuw bos, per natuurdoeltype in de verschillende kijkrichtingen	57
Bijlage 3 Totale koolstofvastlegging (in biomassa en bodem) na 100 jaar (in ton C) in nieuw bos, per natuurdoeltype in de verschillende kijkrichtingen	59
Bijlage 4 Totale oogstbare biomassa energie (in GJ/ha) van jaarlijkse bijgroei van gras en riet, heide, en in bos (stam en takken apart) per natuurdoeltype	61
Bijlage 5 Start- en eindejaarberekeningen per kijkrichting	63
Bijlage 6 Achtergronden van monetariseren	67
Bijlage 7 Ruilgronden per provincie	71

Samenvatting

Dit werkdocument is bedoeld om verslag te leggen van de kostenberekeningen van de vier kijkrichtingen van de Natuurverkenning 2010-2040 (Van Oostenbrugge *et al.*, 2012). Verder geeft het document een eerste uitwerking van enkele ecosysteemdiensten, die leiden tot financiële baten van natuur en presenteert kosten en baten in onderlinge samenhang. Kosten en baten maken deel uit van de hoofdindicatoren 'Duurzaam gebruik van Natuur' en 'Kosten en besparingen' die gebruikt zijn bij de beoordeling van de kijkrichtingen in de Natuurverkenning. Naast de informatie over duurzaam gebruik van natuur en over kosten en besparingen is in dit onderzoek ook aandacht besteed aan de kosten en baten van de kijkrichtingen voor de land- en tuinbouw. In principe kunnen we dit als secundaire kosten en baten beschouwen. Ze vallen buiten het kader van de Natuurverkenning.

De vier kijkrichtingen zijn: Vitale Natuur, om biodiversiteitsverlies te stoppen; Beleefbare Natuur, om afstand tussen mens en natuur te verkleinen; Functionele Natuur, die diensten levert om maatschappelijke problemen op te lossen, en Inpasbare Natuur, die economische ontwikkelingen niet in de weg zit.

De baten zijn bepaald op basis van beschikbare gegevens uit de literatuur, de kosten zijn bepaald met het Instrumentarium Kosten Natuurbeleid. Uitgangspunt van beide berekeningen is geografische informatie (kaartbeelden) over de natuur in 2040, het zichtjaar van de Natuurverkenning. Tabel 1 vat de resultaten van de kosten- en batenberekeningen samen.

De kaartbeelden zijn ook gebruikt bij het bepalen van de kosten en baten voor de land- en tuinbouw. Op basis van de kaartbeelden, in combinatie met gegevens over structuur en intensiteit van de land- en tuinbouw, zijn ruwe schattingen gemaakt van de effecten van de kijkrichtingen op kosten en baten. Er is hierbij geen rekening gehouden met de aanwezige dynamiek in de land- en tuinbouw.

Tabel 1 Resultaten duurzaam gebruik van natuur en kosten en besparingen voor de Natuurverkenning 2010-2040 met zichtjaar 2040 (mln. euro/jr., discontovoet 2,5%)

Indicator	Nul-variant	Trend-variant	Vitale Natuur	Functionele Natuur	Beleefbare Natuur	Inpasbare Natuur
Duurzaam gebruik natuur						
Levering producten op duurzame wijze: hout	19	19	2	54	10	22
Levering energie op duurzame wijze: biomassa bos, gras, riet*	22-56	24-62	13-35	28-69	36-79	22-57
Koolstofvastlegging **	1-13	1-15	13-154	15-180	4-52	1-11
Kosten en besparingen						
Aankoop gronden	0,3	15	99	82	22	0,2
Inrichting	6	14	49	50	71	3
Natuurbeheer	140	228	45	108	580	132
Milieuverbetering	0	84	118	117	90	0

*Prijzen voor biomassa gras en riet 1,70 en 5,00 euro/GJ

**Prijzen voor CO₂ 4,10 en 50 euro per ton C

De kosten en baten in Tabel 1 zijn bepaald voor de periode tot 2040 voor zowel de vier kijkrichtingen als de Nul- en de Trendvariant. De berekende kosten en baten variëren per kijkrichting. Zo zijn bijvoorbeeld de kosten voor Beleefbare Natuur hoger dan de kosten voor de andere kijkrichtingen. De verklaring voor deze hoge kosten kan gevonden worden in het beheer van natuur met recreatief gebruik. De kosten voor beheer zijn in Vitale Natuur juist laag, in vergelijking met de overige kijkrichtingen. De natuur in deze kijkrichting kan meer zijn gang gaan, zonder ingrijpen door de mens. De realisatie van de kijkrichtingen Vitale Natuur en Functionele Natuur vergt extra kosten voor nieuwe natuur. Dit gaat enerzijds om de aankoop van natuurterreinen, anderzijds om het inrichten van deze terreinen. Ook stellen deze nieuwe natuurgebieden extra eisen (met extra te nemen maatregelen) vanuit milieuoogpunt. De kosten voor milieuverbetering zijn in Vitale Natuur en Functionele Natuur het belangrijkste. In de overige kijkrichtingen zijn ze juist van geen of ondergeschikt belang.

Verder geeft Tabel 1 informatie over slechts enkele baten van natuur (ecosysteemdiensten). De keuze is op enkele productieve en regulerende diensten gevallen, waarbij uitspraken over zowel fysieke omvang als over de monetarisering gedaan konden worden. Hierbij is een nieuwe werkwijze voor het inschatten van de fysieke effecten ontwikkeld. Van belang bij de berekening is de keuze tussen de verschillende ecosysteemdiensten, omdat niet alle diensten te combineren zijn. In het onderzoek zijn hiertoe keuzes gemaakt welke dienst voorrang kreeg boven de andere dienst.

Bij de berekening van de baten zijn onzekerheden in bandbreedtes aangegeven. De spreiding in de omvang van de baten wordt met name veroorzaakt door dat aannames achter de ontwikkeling van (toekomstige) prijzen. Deels wordt deze veroorzaakt door verschillende methodes van schatten van een prijs. Dit is het geval bij biomassa-energie, waar een marktprijs vooralsnog ontbreekt. Voor CO₂ is wel een marktprijs van de handel in emissierechten beschikbaar, maar die vertoont grote schommelingen.

In vergelijking met de omvang van de kosten en baten in Tabel 1 zijn de secundaire kosten voor de land- en tuinbouw aanmerkelijk hoger. De afname van de netto toegevoegde waarde in de primaire land- en tuinbouw lijkt een belangrijk effect in vergelijking met de overige in dit werkdocument gepresenteerde.

1 Inleiding

Aanleiding en probleemstelling

In 2012 heeft het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) de Natuurverkenning 2010-2040 uitgebracht (Van Oostenbrugge *et al.*, 2012). Hiermee beoogt het PBL inspiratie te bieden waarmee het Kabinet en de Tweede Kamer invulling kunnen geven aan het op de langere termijn gerichte beleid dat relevant is voor natuur en landschap. Kansen en knelpunten worden in beeld gebracht, inclusief oplossingsrichtingen. Perspectieven voor de langere termijn worden terugvertaald naar handelingsperspectief voor het natuurbeleid.

Ter voorbereiding zijn in 2009 en 2010 een tiental scenario's uitgewerkt, gericht op specifieke invalshoeken voor het natuurbeleid. Voorbeelden van invalshoeken zijn:

- het accent leggen op grote natuurgebieden;
- het versterken van internationaal belangrijke natuur;
- het creëren van ruimte voor wateropvang in natuurgebieden;
- nadruk leggen op recreatienatuur;
- inzetten op optimaal (bezien vanuit eisen die natuur stelt) milieubeleid, in vergelijking met het inzetten op suboptimaal milieubeleid.

Deze scenario's zijn beoordeeld met indicatoren voor biodiversiteit, recreatie en kosten (Dammers *et al.*, 2013). Het blijkt dat de verschillende indicatoren zinvolle informatie bieden en dat de scenario's beleidsrelevante boodschappen op kunnen leveren. Ze bieden zo aanknopingspunten voor het vervolg van de Natuurverkenning.

Dit vervolg bestaat uit een uitwerking bij het formuleren van vier kijkrichtingen. Een kijkrichting schetst een globaal en integraal beeld van een toekomstige wenselijk geachte situatie van natuur en landschap in ons land. De tijdshorizon in de Natuurverkenning is 2040. De vier kijkrichtingen zijn:

- Vitale Natuur, om biodiversiteitsverlies te stoppen.
- Beleefbare Natuur, om afstand tussen mens en natuur te verkleinen.
- Functionele Natuur, die diensten levert om maatschappelijke problemen op te lossen.
- Inpasbare Natuur, die economische ontwikkelingen niet in de weg zit.

Deze kijkrichtingen zijn nader gespecificeerd tot kaarten met behulp van Geografische Informatie Systemen (Van der Bilt *et al.*, 2012). Dit maakt een beoordeling mogelijk met indicatoren voor 'Biodiversiteit', 'Beleving en waardering', 'Duurzaam gebruik van Natuur' en 'Kosten en besparingen' (Dammers *et al.*, 2013).

In dit werkdocument gaan we dieper in op de beoordeling van kosten en baten binnen de kijkrichtingen, als bouwstenen voor de indicatoren Kosten en besparingen en Duurzaam gebruik van natuur. De beoordeling van baten is ten opzichte van 2010 nieuw en vindt zijn oorsprong in het definiëren van verschillende ecosysteemdiensten (Melman & Van der Heide, 2011). De methode voor de berekening van de baten, en de ontwikkeling daarvan in de tijd, moet nog worden geoperationaliseerd. De beoordeling van de kosten is voorbereid aan de hand van berekeningen voor de beleidsvarianten in 2009-2010 (Leneman *et al.*, 2011). Deze berekeningen zijn uitgevoerd met Instrumentarium Kosten Natuurbeleid (IKN) van de WOT Natuur en Milieu (Schouten *et al.*, 2012).

Naast de vier kijkrichtingen worden ook twee referentiesituaties beoordeeld op kosten en baten. Dit zijn de Nulvariant en de Trendvariant. De Nulvariant kan gezien worden als een 'status quo voor natuur'; de plaats, de omvang en het soort natuur blijven tot 2040 onveranderd, op basis van de situatie anno 2006. De Trendvariant komt neer op het uitvoeren van het beleid voor natuur en landschap (inclusief milieu) zoals dat in 2010 van kracht was.

Doelstelling en resultaat

Dit werkdocument heeft meerdere doelen. Het is ten eerste bedoeld om verslag te leggen van de werkzaamheden in 2010/2011 voor berekeningen van de kosten van de kijkrichtingen. Deze kijkrichtingen zijn onder meer opgesteld vanuit de kennis en mogelijkheden die IKN biedt. Dit werkdocument geeft een overzicht van de bepaling van de kosten per kijkrichting. Het gaat dan om het toelichten van de aannames en om het presenteren en toelichten van de resultaten, waarbij onder meer de kosten voor verschillende beleidsterreinen (milieuverbetering, beheer, aankoop enzovoorts) en kosten voor verschillende natuurtypen de revue passeren.

Als tweede doel geeft het werkdocument een eerste uitwerking van enkele ecosysteemdiensten, die leiden tot baten van natuur. Ook hier gaat het om een toelichting van de aannames en een presentatie en toelichting van de resultaten. In vergelijking met de kostenberekening is meer aandacht voor de fysieke omvang van de verschillende ecosysteemdiensten, omdat de methoden hiervoor nog moeten worden geoperationaliseerd.

Het derde doel van dit werkdocument is het presenteren van kosten en baten in onderlinge samenhang, die onderdeel uitmaken van de hoofdindicatoren 'Duurzaam gebruik van Natuur' en 'Kosten en besparingen'.

Afbakening

Dit document vormt een deel van de totale set achtergrondrapportages voor de Natuurverkenningen. Het analysekader voor de beoordeling van de kijkrichtingen is door Dammers *et al.* (2013) geformuleerd. De totstandkoming van kaarten als basis voor de beoordeling van kosten en baten is door Van der Bilt *et al.* (2012) beschreven.

We presenteren in dit werkdocument enkele baten, die samenhangen met ecosysteemdiensten. Melman & Van der Heide (2011) presenteren een groot aantal ecosysteemdiensten. Op basis van direct beschikbare gegevens is hieruit een selectie gemaakt. We richten ons in dit document op hout, biomassa (energie), CO₂-vastlegging, en werken daarnaast de productiedienst landbouw uit.

Leeswijzer

Het tweede hoofdstuk van dit werkdocument biedt de lezer meer informatie over de Natuurverkenning 2010-2040. De vier kijkrichtingen komen aan de orde en het analysekader wordt geschetst, zodat duidelijk wordt wat de plaats van de kosten- en batenberekeningen uit dit werkdocument is.

Het derde hoofdstuk gaat in op de methoden voor het bepalen van de baten en geeft hiervan de resultaten. Het vierde hoofdstuk gaat met name in op de berekening van de kosten.

Het vijfde hoofdstuk vat de resultaten samen, geeft enkele conclusies en sluit af met enkele aanbevelingen voor de toekomstige berekeningen van kosten en baten.

2 Natuurverkenning: Kijkrichtingen en analysekader

In dit hoofdstuk laten we kort de kijkrichtingen uit de Natuurverkenning (NVK) de revue passeren en geven we inzicht in het analysekader om de baten en de kosten te bepalen.

2.1 Kijkrichtingen

De basis voor de kijkrichtingen is gelegd in een driedelige scenariocyclus (Dammers *et al.*, 2013) waarin door middel van workshops en interviews de vier dominante uitdagingen voor het natuurbeleid in de komende decennia inzichtelijk zijn gemaakt (Van Oostenbrugge, 2011). Door middel van literatuuronderzoek, het gebruik van kaartmateriaal en verbeelding is in het tweede deel van de scenariocyclus de vertaling gemaakt naar vier ruimtelijke invullingen, zogenaamde kijkrichtingen, waarin de uitdagingen worden uitgewerkt. De kijkrichtingen zijn zo ingericht dat elk specifiek gericht is op het oplossen van één van de vier uitdagingen. In de praktijk zullen oplossingen meerdere uitdagingen dienen; daarom moeten de kijkrichtingen nadrukkelijk niet worden gezien als blauwdruk voor de toekomst

Vitale Natuur

Vitale Natuur biedt een oplossing voor het voortschrijdende verlies aan biodiversiteit. Hierbij wordt specifiek ingezet op soorten die in Nederland algemener zijn dan elders binnen de Atlantische biogeografische regio. Omdat ruimte- en milieuocondities de grootste knelpunten zijn voor behoud van biodiversiteit in Nederland, wordt gestreefd naar grote, aaneengesloten eenheden met optimale milieuocondities.

Natuurlijkheid speelt een belangrijke rol binnen Vitale Natuur; habitats voor de internationale doelsoorten omvatten in veel gevallen natuur die typisch is voor de Nederlandse delta of andere natuur waar natuurlijke processen een belangrijke rol spelen, bijvoorbeeld beekdalen (Wieringa en Van Oostenbrugge, 2010). Deze natuur wordt in veel gevallen gedefinieerd door een set van landschapsecologische randvoorwaarden op basis waarvan systemen zijn geclassificeerd binnen Vitale Natuur. Deze classificatie is ook gehanteerd tijdens de handmatige vertaling van uitdaging naar ruimtelijk beeld door middel van literatuur en verbeelding. Bij de handmatige selectie van gebieden is vooral gekeken naar de potenties voor natuurlijke procesnatuur.

Vervolgens is het ruimtelijke beeld verfijnd met de Meta-Natuurplanner (Pouwels *et al.*, 2012), een model dat berekent of doelsoorten duurzaam kunnen voorkomen binnen het ruimtelijke beeld, aangevuld met arealen uit het scenario Robuuste Natuur (IBO Natuur, 2010), dat specifiek is toegespitst op duurzame condities voor Natura 2000-soorten en habitattypen waarvoor Nederland belangrijk is (De Knegt *et al.*, 2011). Agrarische natuurtypen en kleine of versnipperde gebieden zijn buiten deze selectie gelaten, vanwege de nadruk op respectievelijk natuurlijkheid en ruimtelijke samenhang. Ten slotte is het uiteindelijke ruimtelijke beeld van Vitale Natuur ingevuld met natuurdoeltypen (Bal *et al.*, 1995) op basis van de eisen die doelsoorten stellen aan hun biotoop.

Functionele Natuur

Functionele Natuur richt zich op een duurzamer gebruik van diensten welke de natuur ons levert. Deze ecosysteemdiensten hebben een concrete maatschappelijke waarde. Binnen Functionele Natuur is specifiek ingezet op een aantal regulerende ecosysteemdiensten, namelijk 1) koolstofvastlegging, 2) waterberging, 3) natuurlijke kustverdediging en 4) waterzuivering. De kwaliteit van de te leveren diensten staat centraal. Deze hangt veelal samen met natuurlijk functionerende systemen, maar is

daar niet per se van afhankelijk. Zodoende rust er geen taboe op de inzet van beheer ter optimalisatie. Bovendien is het behoud van biodiversiteit geen doel op zich, waardoor voor deze kijkrichting lagere milieu ambities gelden dan in Vitale Natuur.

Om de bijdragen van diensten te vergroten bestaat Functionele Natuur uit grote aangesloten eenheden. Verder is gekeken naar potenties voor de individuele ecosysteemdiensten. Uiterwaarden en de kuststrook voor respectievelijk waterberging en kustverdediging komen overeen met Vitale Natuur. Geomorfologische informatie is gebruikt om gebieden te identificeren die voor waterberging geschikt zijn. Bodemkaarten zijn ingezet om de gebieden voor de vastlegging van koolstof in veenmoerassen te identificeren. In het resulterende ruimtelijke beeld zijn sommige ecosysteemdiensten, zoals waterzuivering en –berging, ruimtelijk overlappend.

Vervolgens is de kijkrichting aangepast en specifiek gemaakt. Zo is de omvang van het zoekgebied voor zuiveringsmoerassen uitgebreid om een goede kwaliteit voor alle regionale wateren te realiseren. Het extra areaal is neergelegd in gebieden met een passend vegetatietype. Ook het areaal waterbergende natuur is aangevuld om het risico op wateroverlast rond steden te verkleinen. Hiertoe zijn 2 km brede bufferzones rondom kwetsbare steden (Het Nationaal Waterplan, Min I&M, 2009) zo nodig aangevuld met mogelijkheden voor waterbergende natuur in peri-urbane gebieden en met gebieden die in 2040 te kampen krijgen met een neerslagoverschot van minimaal 20 cm.

Natuurdoeltypen voor de waterbergende natuur rondom kwetsbare steden zijn direct overgenomen uit de genoemde 'Water Overlast Natuur scenario'. Hierbij is een relatie gelegd tussen grondwaterstanden in 2050 en de geschiktheid voor natuurdoeltypen. Hetzelfde is gedaan voor waterbergende natuur in uiterwaarden en beekdalen. Natuurdoeltypen van de kuststrook zijn overeenkomstig die in Vitale Natuur. Voor koolstofvastlegging en waterzuivering is de ecoseries classificatie (Runhaar *et al.*, 2005) gebruikt. Voor veenmoeras (koolstofvastlegging) worden halfnatuurlijke laagveentypen aangenomen, bij zuiveringsmoerassen gaat het specifiek om natuurdoeltype 'rietland en ruigte' (Bal *et al.*, 1995), dat aansluit bij de vegetatie van bestaande voorbeelden.

Beleefbare Natuur

In Beleefbare Natuur staat het vergroten van de beleefbaarheid en toegankelijkheid van natuur centraal (Oostenbrugge, 2011): gebieden zijn volledig opgesteld. Natuurkwaliteit wordt beoordeeld op de mate waarin zij meerwaarde heeft voor mensen. Bestaande natuur blijft in ongewijzigde vorm beschermd, omdat deze hoog gewaardeerd wordt en van groot belang is voor recreatie. Nieuwe natuur lost zowel bestaande als toekomstige recreatietekorten op. Deze natuur is rondom steden geconcentreerd.

Het ruimtelijke beeld is een combinatie van de bestaande natuur en gemodelleerde nieuwe 'recreatie natuur' die recreatietekorten oplost. Modelberekeningen (De Vries & Goossen, 2002) hebben de tekorten gekwantificeerd en geduid. Berekenende tekorten worden opgevuld door landbouwpercelen om te vormen naar nieuwe natuur. Het gaat om zogenaamde parkbossen: een afwisseling van bos, water en grasland met een maximale rest capaciteit voor de opvang van recreanten.

Natuurdoeltypen zijn toegekend op basis van abiotische kansrijkdom (Runhaar *et al.*, 2005) en grotendeels afhankelijk van de fysisch geografische regio waarbinnen specifieke gebieden zich bevinden. Voor de afwisseling binnen parkbossen is een vaste verhouding gehanteerd van 1/3 bos, 1/3 grasland en 1/3 water.

Inpasbare Natuur

In Inpasbare Natuur krijgen andere gebruiksfuncties meer ruimte binnen de bestaande natuur. Bestaande beschermingsregimes komen te vervallen, zodat er meer mogelijkheden ontstaan voor

economische activiteit in en rondom natuurgebieden. De landbouw is niet langer gebonden aan strenge milieueisen en kan uitbreiden en opschalen. In tegenstelling tot de andere kijkrichtingen zal het oppervlak natuur niet toenemen binnen Inpasbare Natuur. Modelmatig is vastgesteld waar en in welke mate natuur verdwijnt ten behoeve van andere gebruiksfuncties.

Het model Ruimtescanner (Hilferink *et al.*, 1999) is ingezet om het ruimtegebruik binnen de bestaande natuur in 2040 te voorspellen. De omvang van toekomstige ruimteclaims is in grote mate afhankelijk van toekomstige demografische en sociaal economische ontwikkelingen. Hierover zijn aannames gedaan binnen de context scenario's van de studie Welvaart en Leefomgeving (CPB *et al.*, 2006). Het scenario Global Economy (GE), waarin onder andere een minder invloedrijke overheid voorzien is, sluit het beste aan bij de aannames achter Inpasbare Natuur en is daarom gebruikt. Natuurdoeltypen binnen Inpasbare Natuur zijn volledig overgenomen uit de huidige Natuurdoeltypen kaart.

2.2 Analyse kader

Om een goed beeld te geven van de consequenties van een kijkrichting zijn de kijkrichtingen beoordeeld op een aantal aspecten. Er is gekozen om de diverse baten en kosten uit te drukken in indicatoren die direct aansluiten bij de verschillende opgaven.

In totaal zijn vier hoofdgroepen van indicatoren onderscheiden te weten: 1) biodiversiteit, 2) beleefbaarheid, 3) duurzaam gebruik van natuur en 4) economische kosten en besparingen (Tabel 2). Dit werkdocument beschrijft berekeningen in een deel van hoofdgroep 3 en 4.

De vier hoofdgroepen van indicatoren zijn globaal de waarden van natuur en landschap die in de vier kijkrichtingen centraal staan. De eerste drie aspecten zijn ook gerelateerd aan de indeling van de zogenoemde ecosysteemdiensten, zoals gehanteerd in de Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005). De 'beleefbaarheid' is gerelateerd aan de 'cultural ecosystem services'. Het 'duurzaam gebruik' focust op 'regulating ecosystem services' en 'productive ecosystem services'. De 'biodiversiteit' is meer ingegeven vanuit de intrinsieke waarde van natuur en daarmee geen service voor de mens. Tegelijkertijd zou 'biodiversiteit' ook gezien kunnen worden als een 'cultural services' of een 'supporting service'.

De batenberekeningen in dit werkdocument omvatten dus de 'ecosystem services': houtproductie, productie van duurzame energie (beide productiediensten) en de vastlegging van koolstof (regulerende ecosysteemdienst). De kostenberekeningen in dit werkdocument vormen een groot deel van de informatie voor de indicator 'Kosten en besparingen'.

De berekende kosten voor aankoop van landbouwgronden geeft natuurlijk geen beeld van de achteruitgang van landbouwproductie. In dit onderzoek is wel een schatting gemaakt wat het verlies is aan Netto Toegevoegde Waarde (NTW) voor de landbouwgronden die in de verschillende kijkrichting verdwijnen. Deze secundaire kosten zijn in de eindpresentatie van de Natuurverkenningen niet opgenomen, maar komen wel aan bod in hoofdstuk 3.

Tabel 2 Indicatoren voor biodiversiteit, beleving, duurzaam gebruik en kosten en besparingen uit de Natuurverkenning (Dammers et al., 2013, en plaats van de indicatoren in dit werkdocument).

Indicator	Dit werkdocument ?	Paragraaf
Biodiversiteit		
% Duurzame soorten (karakteristiek voor Nederland)	Nee	
% Duurzame soorten (VHR)	Nee	
Natuurkwaliteit landecosystemen	Nee	
Natuurkwaliteit waterecosystemen	Nee	
Natuurkwaliteit zee ecosystemen	Nee	
Beleving & waardering		
Hoeveelheid groen in woonomgeving	Nee	
Belevingskwaliteit groen in woonomgeving	Nee	
Belevingskwaliteit groen in Nederland	Nee	
Waterrecreatie	Nee	
Cultuurhistorische waarde	Nee	
Duurzaam gebruik natuur		
Levering producten op duurzame wijze (vis, hout)	Ja, Hout.	3.3.4
Levering energie op duurzame wijze (wind, biomassa bos, gras, riet)	Ja, Biomassa:	3.3.3
Koolstofvastlegging	Ja, in bos	3.3.2
Oplossen wateroverlast	Nee	
Oever- en kustverdediging	Nee	
Bijdrage verbetering regionale waterkwaliteit	Nee	
Bestuiving/plaagbestrijding	Nee	
Kosten en besparingen		
Aankoop gronden	Ja	4.6
Inrichting	Ja	4.3, 4.6
Natuurbeheer	Ja	4.2, 4.6
Milieuverbetering	Ja	4.4, 4.6
Baten verkoop bouwgrond	nee	

3 Bepaling van de baten

3.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft de methoden en de resultaten, d.w.z. de kwantificering van de fysieke effecten en mogelijke monetarisering, van de baten die toe te rekenen zijn aan de vier NVK-kijkrichtingen. Het gaat daarbij om de volgende baten:

- CO₂-vastlegging;
- hout;
- energie uit biomassa;
- landbouwbaten.

Dit zijn niet de enige baten die aan de verschillende kijkrichtingen kunnen worden toegerekend. Binnen de Natuurverkenning zijn andere baten, zoals recreatieve baten en waterzuivering, onderwerp van studie. Maar dan nog zal de lijst van baten niet volledig zijn. Zo laat de huidige kennis niet toe om alle ecosysteemdiensten te kwantificeren en monetariseren. Op dit moment zijn namelijk nog niet alle onderliggende processen goed genoeg bekend, waardoor de vertaalslag van ecosysteemprocessen en -functies naar ecosysteemdiensten niet zomaar is vast te stellen (Liekens *et al.*, 2010).

De analyses voor de Natuurverkenning hebben alle in meer of minder mate invloed op de omvang en locatie van ecosysteemdiensten (ESD). Ten einde deze effecten te waarderen, dienen eerst de fysieke effecten geïdentificeerd te worden (stap 1). Verschillende natuurdoeltypen zullen door een kijkrichting toe- dan wel afnemen en ook hun ligging kan veranderen. Vervolgens moet het effect van deze veranderingen op de levering van ecosysteemdiensten worden bepaald (stap 2), en dient dit effect te worden gekwantificeerd (stap 3). Monetarisering, ten slotte, levert een (welvaarts-economische) indicator voor de waarde van de veranderingen op (stap 4). Dit hoofdstuk richt zich op de kwantificering van de fysieke effecten en op de monetarisering. Achterliggend idee hierbij is dat de eerste twee stappen elders al uitvoerig(er) worden beschreven. Dat betekent dat de stappen 1 en 2 alleen aan de orde komen indien dit van belang is voor de procedures van de stappen 3 en 4. De monetarisering kan erg ingewikkeld worden. Daarom zijn enkele theoretische opmerkingen over monetariseren in bijlage 6 opgenomen.

De baten samenhangend met ESD's worden gelijkelijk verdeeld over de gehele periode van 35 jaar (tot en met 2040). De resultaten worden gepresenteerd in prijzen van 2005, en verdisconteerd met 2,5% en 5,5%.

In het vervolg beschrijven we eerst de bepaling van de baten van CO₂-vastlegging, energie uit biomassa en houtproductie (3.2). Deze baten hangen, als ze voortkomen uit bossen of gras/riet, met elkaar samen. In 3.3 beschrijven we de bepaling van de baten voor de landbouw.

3.2 CO₂-vastlegging, energie uit biomassa en houtproductie

3.2.1 Algemeen

We onderzoeken in deze paragraaf wat de gevolgen van vier kijkrichtingen op drie regulerende ecosysteemdiensten, te weten CO₂-vastlegging, energie uit biomassa en houtproductie. Gras- en rietlanden leveren uitsluitend de eerste twee van deze drie diensten, terwijl bos alle drie de diensten levert. We bekijken voor deze drie ecosysteemdiensten de gevolgen zowel in fysieke termen, als in monetaire eenheden. We beginnen met de fysieke kwantificering (onderdeel A), waarna vervolgens de monetarisering wordt toegelicht (onderdeel B).

Voordat we in detail de verschillende diensten behandelen, maken we eerst enkele opmerkingen van algemene aard. De ecosystemediensten CO₂-vastlegging, houtproductie en energie uit biomassa kunnen met elkaar verbonden zijn. Deze situatie doet zich voor bij bos. Een bos kan tegelijkertijd deze drie diensten voortbrengen, maar ze kunnen elkaar ook uitsluiten. Een bos, gekapt voor houtwinning draagt bijvoorbeeld niet meer bij aan CO₂-vastlegging. Nieuw bos legt vanaf de aanplant CO₂ vast, maar kan pas vanaf een leeftijd van plm. 35 jaar bijdragen aan houtproductie en biomassaenergie.

Bos vervult ook andere ecosystemediensten, zoals het afvangen van fijn stof. Evenzo dragen rietlanden bij aan de dienst 'waterberging'. Maar deze andere ecosystemediensten voor gras, riet en bos worden in dit werkdocument niet gekwantificeerd en gemonetariseerd. Tabel 3 vat de hierna te beschrijven analyses samen.

Tabel 3 Te analyseren ecosystemediensten (fysiek en monetair) in verschillende 'onderdelen van natuur'.

Natuur	Ecosystemedienst		
	CO ₂ -vastlegging	Energie uit Biomassa	Houtproductie
Bestaand bos	Ja	Ja	Ja
Nieuw bos	Ja	Nee	Pas na 35 jaar
Heide	Nee	Niet in berekening	Nee
Gras	Nee	Ja	Nee
Riet	Nee	Ja	Nee
Veengronden	Niet in berekening	Nee	Nee

3.2.2 Uitgangspunten fysieke effecten

Dit deel beantwoordt de vraag welke fysieke omvang de drie verschillende ecosystemediensten hebben. Het antwoord op deze vraag komt voort uit analyses van de potentiële 'productie', in de vorm van hoeveelheden biomassa. Kennis over de groei (en de samenstelling) van bomen, gras en riet uit literatuur is gecombineerd met de arealen van de verschillende natuurdoeltypen, afkomstig uit de kaarten van de kijkrichtingen. Van deze natuurdoeltypen is aangenomen welke vegetatie ze bevatten. Samen met aannames over de verdeling van de bijgroei per beheertype, zoals die zijn vastgelegd voor de verschillende kijkrichtingen (zie overzichten), leidt dit tot schattingen van het 'fysieke' deel van de drie ecosystemediensten.

We gaan ervan uit dat binnen de Kijkrichtingen er enigszins 'multifunctioneel' met ecosystemediensten wordt omgegaan; dat wil zeggen, dat er niet volop wordt ingezet op de realisering van één ecosystemedienst, maar dat de verschillende diensten naast elkaar worden voortgebracht. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat de onderlinge verhouding waarmee de diensten worden gerealiseerd, afhankelijk is van het beheertype. In nauw overleg met het PBL is tot de volgende verdeling gekomen (Tabel 4 en Tabel 5).

Tabel 4 Verdeling van bijgroei gras en riet per beheertype, naar ecosystemedienst.

Beheertype	CO ₂ -vastlegging	Energie uit Biomassa
Grootschalig	90%	10%
Multifunctioneel	25%	75%
Halfnatuurlijk	50%	50%
Recreatie	10%	90%

Tabel 5 Verdeling van bijgroei bos per beheertype, naar ecosystemedienst.

Beheertype	CO ₂ -vastlegging	Energie uit Biomassa	Houtproductie
Grootschalig	95%	2,5%	2,5%
Multifunctioneel	30%	20%	50%
Halfnatuurlijk	90%	5%	5%
Recreatie	50%	50%	0%

Deze verdeling houdt bijvoorbeeld in, dat bij halfnatuurlijk beheer van een terrein 50% van de bijgroei van gras en riet aan koolstofvastlegging wordt toegekend, en 50 aan de energiewinning uit biomassa (Tabel 4). We bespreken de bepaling van de fysieke hoeveelheden en de monetaarisering per ecosysteemdienst afzonderlijk.

3.2.3 CO₂-vastlegging in bossen

Fysieke effecten

De bepalingen van CO₂-vastlegging in bos bestaat uit twee afzonderlijke stappen: de eerste stap omvat de vastlegging in bestaand bos in verschillende natuurdoeltypen, de tweede stap de vastlegging in nieuw (aan te leggen) bos.

Stap 1. Bestaand bos

Vooraf valt te verwachten dat de vastlegging in bestaand bos gering is; immers volgroeid bos is nagenoeg in evenwicht (groei en sterfte) waardoor vooral koolstof wordt vastgelegd in de bodem en niet zozeer in de bomen zelf. Omdat bossen in Nederland (voorheen) beheerd werden met selectieve houtkap is nog wel sprake van een netto bijgroei, gemiddeld ongeveer 8 m³ per hectare per jaar. Tussen Natuurdoeltypen bestaan wel aanzienlijke verschillen. De resultaten van de koolstofvastlegging zijn in Tabel 6 vermeld.

Tabel 6 Kengetallen van koolstofvastlegging (in ton C per jaar) door bijgroei en in de bodem van bestaand bos in verschillende natuurdoeltypen (a)

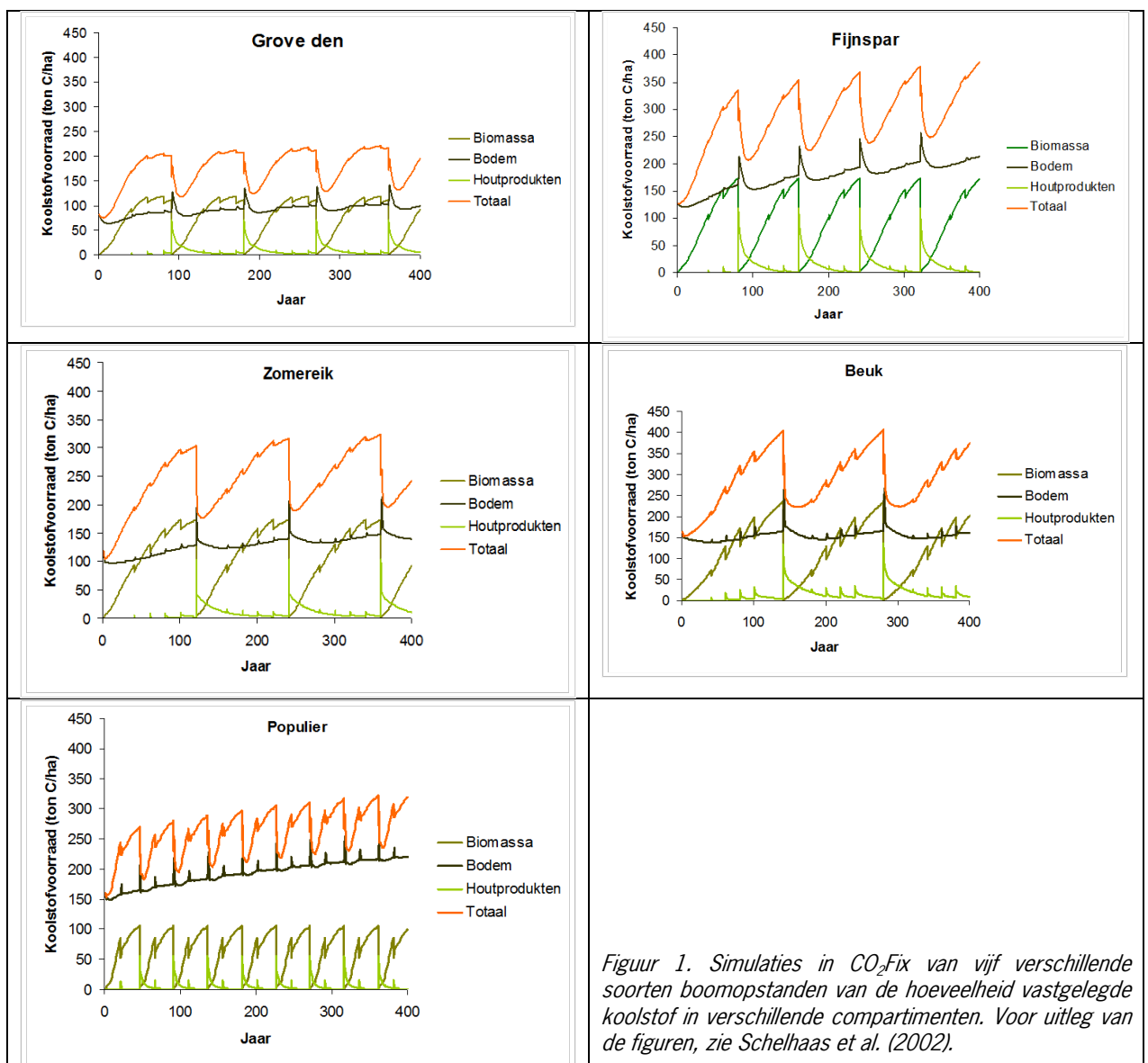
Natuurdoeltype	Bijgroei	Bodem
Az-3.8 bosgemeenschappen van zeeklei	2.0	0.1
Du-3.11 hakhout	1.4	0.0
Du-3.12 bosgemeenschappen van kalkarm duin	1.6	0.1
Du-3.13 bosgemeenschappen van kalkrijk duin	1.8	0.1
Du-3.14 bosgemeenschappen van de duinzoom	1.9	0.2
Du-3.16 park-stinzenbos	1.4	0.2
Hl-3.10 bosgemeenschappen van helling en pla	1.9	0.2
Hl-3.11 bosgemeenschappen van bron en beek	1.4	0.1
Hl-3.12 middenbos	1.4	0.1
Hz-3.12 hakhout	1.4	0.2
Hz-3.13 bosgemeenschappen van arme zandgrond	1.6	0.1
Hz-3.14 bosgemeenschappen van leemgrond	1.9	0.1
Hz-3.15 bosgemeenschappen van bron en beek	1.4	0.2
Hz-3.16 bosgemeenschappen van hoogveen	1.4	0.1
Hz-3.17 middenbos	1.4	0.2
Hz-3.18 boombos	1.8	0.1
Hz-3.19 park-stinzenbos	1.8	0.2
Lv-3.10 bosgemeenschappen voedselarm hoogveen	1.4	0.0
Lv-3.8 hakhout en griend	1.4	0.0
Lv-3.9 bosgemeenschappen voedselrijk laagveen	1.8	0.0
Ri-3.10 bosgemeenschappen van rivierklei	1.9	0.2
Ri-3.11 middenbos	1.4	0.2
Ri-3.12 park-stinzenbos	1.4	0.2
Ri-3.8 hakhout en griend	1.4	0.2
Ri-3.9 bosgemeenschappen van zandgrond	1.8	0.2
Zk-3.10 bosgemeenschappen van zeeklei	2.0	0.2
Zk-3.11 bosgemeenschappen van veen-op-klei	1.8	0.1
Zk-3.12 middenbos	1.4	0.3
Zk-3.13 park-stinzenbos	1.4	0.2
Zk-3.9 hakhout en griend	1.4	0.3

a) Koolstofgegevens uit bijgroei zijn bepaald aan de hand van SBB natuurtypen uit Tolkamp et al. (2006), waarbij is aangenomen dat 1m³ bijgroei = 0.2 ton C. Bodemkoolstof is berekend op basis van CO₂Fix data.

Tolkamp *et al.* (2006) geven voor verschillende Staatsbosbeheer-terreintypen de gemiddelde bijgroei van bos. Deze data zijn gebruikt om de gemiddelde bijgroei in bestaand bos te berekenen. Hiervoor zijn eerst de terreintypen volgens de Staatsbosbeheer-systematiek omgezet in de natuurdoeltype-systematiek van 1995, die gebruikt wordt bij alle berekeningen voor de kijkrichtingen. Tolkamp *et al.* (2006) geven echter geen vastlegging van koolstof in de bodem. Hiervoor zijn gemiddelde cijfers genomen van een studie van Schelhaas *et al.* (2002). Deze cijfers zijn gebaseerd op simulatieberekeningen van CO₂Fix, aan de hand van een vijftal boomsoorten. Deze boomsoorten worden als typologie gebruikt (zie ook stap 2). Resultaten zijn in Tabel 10 opgenomen (zie verder). Detailresultaten per kijkrichting zijn eveneens in bijlage 1 vermeld.

Stap 2. Nieuw bos

Om de vastlegging van koolstof in nieuw bos te bepalen, wordt gebruik gemaakt van simulaties uit Schelhaas *et al.* (2002). Ze berekenen de koolstofvastlegging in monoculturen van verschillende opstanden van vijf boomsoorten; Grove den, Fijnspar, Zomereik, Beuk en Populier. De simulaties zijn terug te vinden in Figuur 1.



Figuur 1. Simulaties in CO₂Fix van vijf verschillende soorten boomopstanden van de hoeveelheid vastgelegde koolstof in verschillende compartimenten. Voor uitleg van de figuren, zie Schelhaas et al. (2002).

Vervolgens is aan de hand van een 'cross-reference' bepaald wat het aandeel boomsoorten is in de verschillende natuurdoeltypen. Van elke boomsoort is daarna de soortspecifieke houtdichtheid vastgesteld. Deze houtdichtheid is een goede maat voor de groeisnelheid van een boomsoort en daarmee van het groeipatroon van de monocultuur. Vervolgens zijn alle boomsoorten uit de cross-reference ingedeeld op houtdichtheid en toegekend aan één van de vijf boomsoorten. Zo ontstonden vijf boomsoortgroepen: grove den, fijnspar, de eik, beuk en populier.

Aan de hand van de bedekkingen van elke boomsoort in een natuurdoeltype is hierna het aandeel van elke boomsoortgroep per natuurdoeltype berekend (Tabel 7). Vervolgens zijn de simulaties over koolstofvastlegging na 35 jaar (2040) en 100 jaar (2100) afgeleid uit de Figuur 1. De koolstofvastlegging in biomassa en bodem zijn vervolgens vermenigvuldigd met de procentuele aandelen van boomsoortgroepen per natuurdoeltype. Hiermee werd een gemiddelde koolstofvastlegging bepaald voor elk nieuw aan te leggen natuurdoeltype in de verschillende kijkrichtingen, zowel na 35 als na 100 jaar. Correctie van de arealen natuurdoeltypen uit de verschillende kijkrichtingen met de arealen natuurdoeltype in de Nulvariant (bestaande EHS met alleen bestaand bos) leverde nieuwe arealen bos en natuurdoeltypen op. Op basis van deze arealen is vervolgens de berekening van koolstofvastlegging uitgevoerd. De resultaten zijn in Tabel 8 opgenomen.

Tabel 7 Het aandeel (in procenten) beuk-, eik-, populier-, den-, en spargroep in verschillende natuurdoeltypen voor de berekeningen van koolstofvastlegging in nieuw bos.

Natuurdoeltype	Beuk	Eik	Populier	Den	Spar
Az-3.8 bosgemeenschappen van zeeklei	3.60	14.86	20.17	1.11	0.00
Du-3.11 hakhout	16.69	0.00	0.00	0.00	0.00
Du-3.12 bosgemeenschappen van kalkarm duin	8.75	28.49	0.96	43.84	0.18
Du-3.13 bosgemeenschappen van kalkrijk duin	5.99	25.94	2.30	30.49	0.10
Du-3.14 bosgemeenschappen van de duinzoom	5.66	58.94	3.59	1.25	0.00
Du-3.16 park-stinzenbos	22.59	56.05	4.92	4.43	4.40
HI-3.10 bosgemeenschappen van helling en pla	24.85	36.63	7.47	1.33	5.62
HI-3.11 bosgemeenschappen van bron en beek	21.64	24.32	4.49	2.78	0.75
HI-3.12 middenbos	71.32	15.95	0.32	0.10	0.44
Hz-3.12 hakhout	4.35	1.13	0.00	26.74	27.09
Hz-3.13 bosgemeenschappen van arme zandgrond	5.68	11.66	0.46	54.22	10.92
Hz-3.14 bosgemeenschappen van leemgrond	16.52	24.15	7.71	14.05	6.80
Hz-3.15 bosgemeenschappen van bron en beek	14.31	25.52	15.32	14.37	12.29
Hz-3.16 bosgemeenschappen van hoogveen	36.22	12.86	22.58	6.60	2.24
Hz-3.17 middenbos	16.31	75.47	0.34	1.91	0.47
Hz-3.18 boombos	94.35	2.00	0.00	0.76	1.73
Hz-3.19 park-stinzenbos	26.51	41.15	0.76	18.19	5.71
Lv-3.10 bosgemeenschappen voedselarm hoogveen	5.62	0.00	0.23	0.00	0.00
Lv-3.8 hakhout en griend	0.00	0.00	1.78	0.00	0.00
Lv-3.9 bosgemeenschappen voedselrijk laagveen	16.70	2.28	3.52	0.01	0.02
Ri-3.10 bosgemeenschappen van rivierklei	6.37	22.36	21.20	13.41	2.69
Ri-3.11 middenbos	12.16	17.23	32.38	0.03	2.07
Ri-3.12 park-stinzenbos	18.55	62.54	5.12	0.06	0.00
Ri-3.8 hakhout en griend	2.50	15.53	58.44	0.00	0.04
Ri-3.9 bosgemeenschappen van zandgrond	10.07	39.39	20.14	4.92	3.99
Zk-3.10 bosgemeenschappen van zeeklei	6.56	16.43	28.79	2.79	2.70
Zk-3.11 bosgemeenschappen van veen-op-klei	3.06	8.03	27.06	0.17	0.10
Zk-3.12 middenbos	0.61	55.15	39.60	0.00	0.00
Zk-3.13 park-stinzenbos	16.02	51.18	16.55	1.53	0.00
Zk-3.9 hakhout en griend	0.00	0.04	91.70	0.00	0.00

Tabel 8 Berekende koolstofvastlegging (ton C/ha) over een periode van 35 of 100 jaar in biomassa en bodem in nieuw bos van verschillende natuurdoeltypen aan de hand van CO₂Fix berekeningen.

Natuurdoeltype	35 jaar		100 jaar	
	Biomassa	Bodem	Biomassa	Bodem
Az-3.8 bosgemeenschappen van zeeklei	33.6	53.4	55.0	61.0
Du-3.11 hakhout	9.5	23.2	32.5	25.6
Du-3.12 bosgemeenschappen van kalkarm duin	63.5	74.8	114.7	90.6
Du-3.13 bosgemeenschappen van kalkrijk duin	50.5	60.7	91.8	73.3
Du-3.14 bosgemeenschappen van de duinzoom	54.6	74.0	117.8	88.6
Du-3.16 park-stinzenbos	69.6	104.9	158.2	123.8
Hl-3.10 bosgemeenschappen van helling en plateau	56.3	91.9	130.6	107.3
Hl-3.11 bosgemeenschappen van bron en beek	38.8	64.8	93.1	74.9
Hl-3.12 middenbos	54.2	116.2	167.6	130.4
Hz-3.12 hakhout	48.0	62.8	86.1	78.9
Hz-3.13 bosgemeenschappen van arme zandgrond	65.4	74.7	108.9	92.2
Hz-3.14 bosgemeenschappen van leemgrond	52.9	79.1	108.8	93.3
Hz-3.15 bosgemeenschappen van bron en beek	64.8	97.2	124.7	115.0
Hz-3.16 bosgemeenschappen van hoogveen	59.1	107.5	127.4	121.8
Hz-3.17 middenbos	71.8	101.3	165.2	120.8
Hz-3.18 boombos	57.6	135.8	191.0	150.9
Hz-3.19 park-stinzenbos	68.1	100.5	152.9	119.0
Lv-3.10 bosgemeenschappen voedselarm hoogveen	3.4	8.2	11.2	9.0
Lv-3.8 hakhout en griend	1.7	2.9	1.9	3.2
Lv-3.9 bosgemeenschappen voedselrijk laagveen	14.7	31.2	40.2	34.8
Ri-3.10 bosgemeenschappen van rivierklei	54.2	79.0	92.3	92.2
Ri-3.11 middenbos	52.6	89.3	91.1	101.5
Ri-3.12 park-stinzenbos	65.4	97.1	149.4	114.4
Ri-3.8 hakhout en griend	68.2	113.6	93.2	128.0
Ri-3.9 bosgemeenschappen van zandgrond	63.3	95.1	120.9	111.3
Zk-3.10 bosgemeenschappen van zeeklei	48.2	77.8	79.1	89.1
Zk-3.11 bosgemeenschappen van veen-op-klei	33.5	56.3	48.6	63.5
Zk-3.12 middenbos	81.2	120.4	138.0	139.7
Zk-3.13 park-stinzenbos	66.6	101.7	138.5	118.5
Zk-3.9 hakhout en griend	85.3	148.1	96.5	164.8

Om te bepalen wat nieuwe natuur kan bijdragen aan de doelstelling om CO₂ vast te leggen, moet eerst bepaald worden hoeveel CO₂ wordt vastgelegd in de Nulvariant (de huidige EHS). In de huidige EHS is alleen sprake van bestaand bos, zodat deze CO₂-vastlegging niet mag worden meegerekend in de doelstelling. In onderstaande Tabel (9) is de totale koolstofvastlegging per jaar weergegeven

Uit Tabel 9 blijkt dat in de huidige EHS voor **494.487** ton C per jaar wordt vastgelegd in alle biomassa en **42.641** ton C per jaar in de bodem. Nemen we daarbij de vastlegging in de bodem dan is de totale vastlegging **537.128** ton C per jaar. Wanneer we spreken over CO₂, dan geldt bij emissies de CO₂-hoeveelheid, maar bij de vastlegging koolstof¹. In de huidige EHS wordt daarom per jaar ca. 1,9695 megaton CO₂ per jaar vastgelegd.

Netto vergelijkingen van de Trendvariant en de kijkrichtingen met de Nulvariant.

¹ 1 ton CO₂ is gelijk aan 44/12 ton C.

Tabel 9 De gemiddelde C vastlegging (in ton C per jaar) door bijgroei (biomassa) en in de bodem in de verschillende natuurdoeltypen in de Nulvariant (huidige EHS).

Natuurdoeltype	Biomassa	Bodem
Totaal	494487	42641
Az-3.2 open begroeiing van vochtige gronden	66.0	
Az-3.8 bosgemeenschappen van zeeklei	3494.8	181.2
Du-3.11 hakhout	0.5	0.0
Du-3.12 bosgemeenschappen van kalkarm duin	6256.2	484.7
Du-3.13 bosgemeenschappen van kalkrijk duin	9709.7	563.6
Du-3.14 bosgemeenschappen van de duinzoom	829.8	66.8
Du-3.16 park-stinzenbos		44.4
Du-3.9 natte/vochtige voedselarme duinvallei	2246.2	
Hl-3.10 bosgemeenschappen van helling en pla	6404.9	527.2
Hl-3.11 bosgemeenschappen van bron en beek	609.7	39.8
Hl-3.12 middenbos	114.7	7.5
Hz-3.12 hakhout	1.7	0.2
Hz-3.13 bosgemeenschappen van arme zandgrond	352225.9	31716.8
Hz-3.14 bosgemeenschappen van leemgrond	52872.2	3893.2
Hz-3.15 bosgemeenschappen van bron en beek	5153.4	699.4
Hz-3.16 bosgemeenschappen van hoogveen	5595.2	585.2
Hz-3.17 middenbos	215.8	28.6
Hz-3.18 boombos	1124.0	52.4
Hz-3.19 park-stinzenbos	1908.4	170.7
Lv-3.10 bosgemeenschappen voedselarm hoogveen	5.4	0.0
Lv-3.8 hakhout en griend	5.8	0.0
Lv-3.9 bosgemeenschappen voedselrijk laagveen	5409.9	90.0
Ri-3.10 bosgemeenschappen van rivierklei	5019.3	400.5
Ri-3.11 middenbos	189.1	21.9
Ri-3.8 hakhout en griend	2830.4	456.2
Ri-3.9 bosgemeenschappen van zandgrond	2670.9	281.7
Zk-3.10 bosgemeenschappen van zeeklei	28577.4	2176.7
Zk-3.11 bosgemeenschappen van veen-op-klei	325.5	20.2
Zk-3.12 middenbos	12.9	2.3
Zk-3.9 hakhout en griend	612.1	129.7

Tabel 10 ten slotte geeft de resultaten van de bepaling van de C-vastlegging voor de kijkrichtingen en de Nul- en Trendvariant. Detailresultaten voor nieuw bos zijn in bijlage 2 en 3 opgenomen. Zowel in de Trendvariant als in de kijkrichtingen wijkt het bosareaal af van de Nulvariant.

Tabel 10 Gesommeerde koolstofvastlegging (in megaton C) over 35 en 100 jaar in de verschillende kijkrichtingen en in de Nul- en Trendvariant

Koolstofvastlegging	Nul	Trend	Beleefbare Natuur	Vitale Natuur	Functionele Natuur	Inpasbare Natuur
Bestaand bos						
Over 35 jaar (2040)	1874	1874	1874	1153	1726	1792
Over 100 jaar (2100)	5354	5354	5354	3294	4933	5120
Nieuw bos						
Over 35 jaar (2040)		19	536	1023	2057	0
Over 100 jaar (2100)		28	843	1456	3018	0
Totaal						
Over 35 jaar (2040)	1874	1893	2410	2176	3783	1792
Over 100 jaar (2105)	5354	5382	6198	4750	7950	5120

De totale vastlegging per kijkrichting (in de biomassa en in de bodem) komt tot stand in bestaand bos en in nieuw aangeplant bos. De effectiviteit van CO₂-vastlegging in vooral nieuw bos is afhankelijk van de tijdshorizon; in een korte periode kan minder worden vastgelegd dan in een lange periode, terwijl de kosten voor aanleg in beide gevallen gelijk zijn. Met andere woorden, hoe langer het tijdstraject wordt waarop de evaluatie plaatsvindt, hoe gunstiger de baat zal uitvallen. Daarom wordt voor zowel bestaand als nieuw bos twee tijdshorizonnen weergegeven: 35 en 100 jaar. In beide gevallen wordt de totale vastlegging weergegeven (in ton C), zodat voor bestaand bos, waar de vastlegging een functie is van de jaarlijkse bijgroei, de jaarlijkse bijgroei wordt gesommeerd over de twee tijdstrajecten. Hierbij wordt aangenomen dat de bijgroei lineair over de tijd verloopt.

Uit Tabel 10 blijkt dat de totale koolstofvastlegging (van bestaand en nieuw bos) na 35 en 100 jaar het laagste is in kijkrichting Inpasbare Natuur en het hoogst in kijkrichting Functionele Natuur. We zien ook dat in Vitale Natuur de totale vastlegging na 35 jaar hoger is dan in de Nulvariant (huidige EHS) maar deze lager is na 100 jaar.

De resultaten in Tabel 10 houden geen rekening met houtoogst. Met andere woorden, in de bossen vindt geen houtoogst plaats en alle bijgroei komt ten goede aan koolstofvastlegging. Dit plaatje wijzigt echter wanneer houtoogst wordt aangenomen. Bijgroei dat als houtoogst wordt gebruikt wordt dan niet meegenomen in de koolstofvastlegging, omdat op den duur de vastgelegde koolstof terugkomt in de atmosfeer.

Tekstbox: Koolstofvastlegging bos buiten de kijkrichtingen

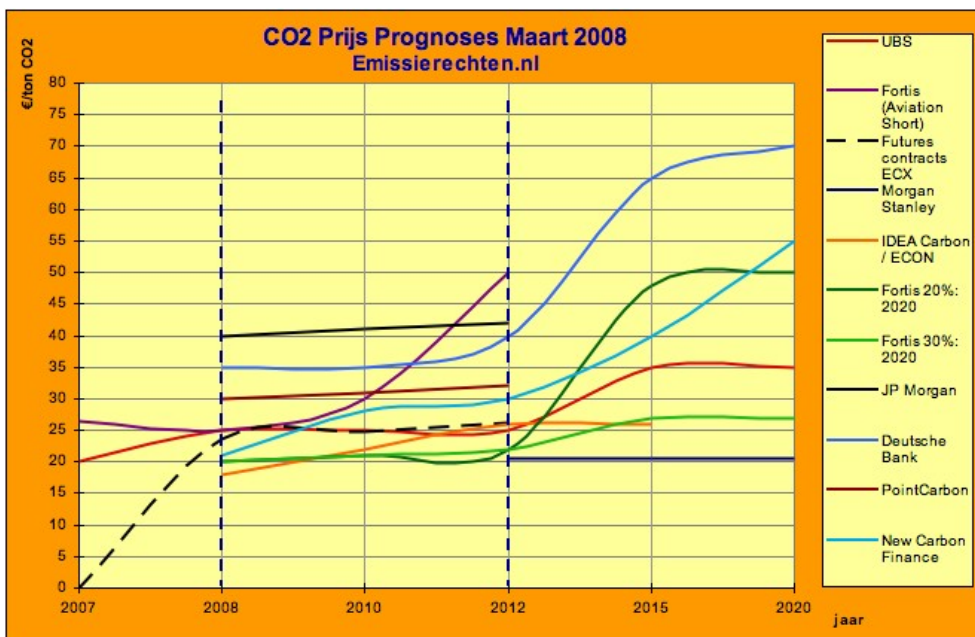
In de vier kijkrichtingen zal een deel van de bestaande natuur (natuur in de Nulvariant) buiten de kijkrichting vallen. Ook van deze natuur worden baten berekend, die buiten de waardering van kijkrichtingen vallen. Voor de CO₂-vastlegging is het relevant welke functie het bos buiten de kijkrichting zal krijgen. Wanneer deze arealen worden omgezet naar een andere gebruiksfunctie moet mogelijk de uitstoot van CO₂ verrekend worden met de waarden uit Tabel 2. Voor de bepaling van koolstofvastlegging buiten de kijkrichting worden drie cijfers gegeven, de vastlegging per jaar, over een gesommeerde periode van 35 jaar en die van 100 jaar.

Koolstofvastlegging in bestaand bos buiten de kijkrichting. Koolstofvastlegging in bijgroei en bodem is weergegeven als ton C per jaar, ton C over 35 jaar en ton C over 100 jaar.

Koolstofvastlegging	Beleefbare Natuur	Vitale Natuur	Functionele Natuur	Inpasbare Natuur
Ton C per jaar	17.9	206019.5	42163.3	23421.2
Ton C in 35 jaar	626.7	7210681.5	1475715.6	819741.7
Ton C in 100 jaar	1790.5	20601947.2	4216330.3	2342119.0

Monetarisering

Zoals hiervoor al opgemerkt, geeft bijlage 6 meer achtergronden bij moneteriseren in het algemeen. Het moneteriseren van koolstofvastlegging is in dit onderzoek uitgevoerd volgens de methode, waarbij marktprijzen zijn gehanteerd. Er is een emissierechtenmarkt waarop CO₂ verhandeld wordt. De handel in emissierechten is veruit het grootst in Europa, waar jaarlijks rechten worden verhandeld met een waarde van 65 miljard euro. Ze vindt zowel plaats tussen landen als tussen bedrijven. Het aantal rechten wordt jaarlijks verminderd, waardoor de uitstoot van CO₂ steeds duurder wordt. De hoogte van de prijs staat of valt dus met duidelijke afspraken over limieten. De voorspellingen over de CO₂-prijs tot 2020 door verschillende instanties staat in Figuur 2 weergegeven. (www.emissierechten.nl).



Figuur 2 Prognoses van het verloop van de CO₂ op de emissierechtenmarkt.

Er is veel variatie (en dus onzekerheid) in de 'marktwaarde' van CO₂. Deze schommelt, zo laat Figuur 2 zien, tussen de € 20,- en € 70,- per ton CO₂.

Een andere mogelijkheid voor moneteriseren is het uitgaan van de prijs van Boscertificaten. Hiermee biedt het Nationaal Groenfonds bosceregenaren momenteel een vergoeding aan in ruil voor het vastleggen van CO₂. Op basis van hiervan komen we uit op een prijs van circa € 50,- per ton C, een prijs die overeenkomt met die uit het kentallenboek van Witteveen en Bos (2006). Uitgedrukt in CO₂ is dit € 13,65 per ton CO₂, in de buurt van de huidige waarde (Tabel 11).

Tabel 11 Overzicht gehanteerde prijzen voor koolstofvastlegging

Prijs (euro)	Eenheid	Bron
50	ton C	Omrekening Prijs boscertificaten Nationaal Groenfonds
4,1	ton C	Op basis van prijzen CO ₂ -certificaten

Resultaten

Tabel 12 vermeldt de resultaten van de bepaling van de baten op jaarbasis van de C-vastlegging in bossen. De verschillen tussen de kijkrichtingen zijn aanzienlijk. De baten zijn het hoogst in Functionele Natuur en in Vitale Natuur. Ook de verschillen met de Nulvariant en de Trendvariant zijn aanzienlijk.

Tabel 12 Geschatte baten voor C vastlegging van bossen met hoge en lage prijzen voor de vier kijkrichtingen, de Nul- en Trendvariant (mln. euro, gemiddeld per jaar 2006-2040, 2.5% discountvoet)

Kijkrichting	Laag (4,10 euro/ton)	Hoog (50 euro/ton)
Nul	€ 1,06	€ 12,97
Trend	€ 1,24	€ 15,17
Vitale Natuur	€ 12,63	€ 154,00
Beleefbare Natuur	€ 4,28	€ 52,18
Functionele Natuur	€ 14,80	€ 180,46
Inpasbare Natuur	€ 0,94	€ 11,42

3.2.4 Biomassa-energie uit bos en uit gras en riet

Fysieke effecten

De bijgroei van vegetatie in de natuur kan ingezet worden voor de opwekking van biomassa-energie. Deze fysieke bijgroei moet in dit geval eerst geoogst en daarna verwerkt worden, alvorens ze gereed is voor bijstoken in energiecentrales. Voor de Natuurverkenning wordt de potentiële bijgroei van vegetaties berekend en vervolgens per vegetatietype bepaald wat de energiebijdrage zal zijn. Omdat de gegevens in tabellen aangeleverd worden, kunnen deze voor elk kijkrichting afzonderlijk berekend worden.

De potentiële bijgroei van vegetaties is bepaald met literatuurgegevens van Spijker *et al.* (2007) en Tolkamp *et al.* (2006). Deze studies maken onderscheid tussen gras/riet, heide en bos als mogelijke energiedragers. Voor elk type vegetatie zijn de bepalingen van drogestofproductie uit de literatuurbronnen terug te voeren naar de opgaven van Tolkamp *et al.* (2006), zie bijlage 4. De drie verschillende vegetatietypen verschillen zowel in drogestofproductie als energiedichtheid. Hoewel er regionale verschillen zijn in deze droge stofproductie en het type vegetatie waarin deze drie vormen voorkomen, kunnen gemiddelde waarden bepaald worden. Deze gemiddelde waarden vormen de basis voor de gebruikte en verwerkte tabellen en staan in Tabel 13.

Bij de verwerking van data is rekening gehouden met de ruimtelijke ligging van natuur en het natuurdoeltype waarin de energiedragers voorkomen. Tolkamp *et al.* (2006) maken alleen gebruik van data van Staatsbosbeheer-terreinen. In hun rapport wordt per regio en per doeltype het areaal aan energiedrager (gras/riet, heide of bos) in hectaren aangegeven en de totale fysieke opbrengst in droge stof (ton/jaar). Per energiedrager wordt daarom met behulp van deze tabellen (arealen energiedrager per doeltype en totale drogestofproductie) de opbrengst in ton droge stof per hectare per jaar berekend.

Tabel 13 Gemiddelde drogestofproductie van gras/riet, heide en bos (totaal, is takken plus stam) en energiedichtheid van gewassen. (Bron: Tolkamp et al., 2006 en Kuiper en Caron, 2003)

Dragers	Droge stof (ton/ha/jaar)	Energiedichtheid (GJ/ton)
Gras en riet	3,4	17,9
Heide	0,5-5	17,9
Hout (totaal)	3,2	18,2

De bepaling van de productie per hectare (het delen van de totale drogestofproductie door de arealen van de energiedragers) houdt geen rekening met de werkelijke productie van de energiedragers. In Tolkamp *et al.* (2006) zijn de arealen van de energiedragers per doeltype gegeven, maar deze arealen zijn kleiner dan de totale arealen van doeltypen in de verschillende regio's. Er moet daarom nog een correctie worden toegevoegd dat rekening houdt met de 'relatieve' bedekking van een energiedrager per doeltype. Hiervoor zijn tabellen geraadpleegd die door Tolkamp *et al.* (2006) zijn verstuurd. De correctie is in het volgende voorbeeld geïllustreerd.

De tabellen uit Tolkamp *et al.* (2006) geven voor het doeltype akker in regio noord voor gras en rietlanden een oppervlakte van 69 hectare en een drogestofproductie van 499 ton. Door de productie te delen op het oppervlak wordt een potentiële productie waarde van 7,23 ton/ha/jaar bepaald. De opgegeven 69 hectaren zijn alle hectaren akker waar gras en riet voorkomt, maar het totaal areaal akker in regio noord is echter groter. Deze totale oppervlakten zijn niet gepubliceerd in Tolkamp *et al.* (2006) maar zijn bij de auteur opgevraagd.

In het voorbeeld bedraagt de totale oppervlakte akker in regio noord 240,5 hectare. We nemen daarom aan dat de fractie gras en riet in het doeltype akker in regio noord $69/240,5 = 28,7\%$ is. Deze correctie wordt toegepast op de productie waarde, al ware de productiewaarde een 100% bedekking van gras en riet. Daarmee wordt de productiewaarde van gras en riet in het doeltype

akker in regio noord bepaald op 2,074 ton/ha/jaar. Deze werkwijze is voor alle doeltypen in alle regio's voor de drie verschillende energiedragers bepaald.

De fysieke hoeveelheden behorende bij biomassa uit gras en riet uitgedrukt in GigaJoule (GJ)² zijn voor de verschillende kijkrichtingen als volgt (Tabel 14):

Tabel 14 Biomassa geleverd door gras en riet, per kijkrichting (in 2040).

Kijkrichting	Oppervlakte (ha)	Biomassa (GJ)	Vershil Nul-variant (GJ) verschil/jr (GJ)
Nul	316.128	15.443.626	–
Trend	378.742	18.836.857	3.393.231
Functionele Natuur	414.013	21.416.322	5.972.696
Inpasbare Natuur	316.350	15.413.072	-30.554
Beleefbare Natuur	485.767	23.390.837	7.947.211
Vitale Natuur	78.375	3.248.461	-12.195.165

Als we de verschillen tussen de kijkrichtingen en de Nul-variant omrekenen naar jaarlijkse gemiddelden dan leidt dat tot de volgende getallen:

- Nul –
- Trend 96.949 GJ per jaar
- Functionele Natuur 170.648 GJ per jaar
- Inpasbare Natuur -873 GJ per jaar
- Beleefbare Natuur 227.063 GJ per jaar
- Vitale Natuur -348.433 GJ per jaar

Uit deze cijfers blijkt dat in de meeste kijkrichtingen de arealen gras en riet ten opzichte van de Nul-variant toenemen. Dit levert een toename op van de NTW van gras en riet en van de afnemende industrieën, zoals energiecentrales. Hier richten we ons echter louter op de energie-baten van biomassa. Deze hangen af van de vraag en dus ook van de prijs van fossiele brandstoffen. Daar moet bovendien bij opgemerkt worden dat het gebruik van biomassa voor energie als nadeel heeft dat het een relatief hoge prijs heeft (het is duur voor de gebruiker) en dat voor het omzetten van gras en riet in groene energie relatief veel energie nodig is.³ Bovendien is er grond voor nodig die ook gebruikt kan worden voor andere ecosysteemdiensten, zoals voedselproductie.

Biomassa is ook één van de drie onderzochte ecosysteemdiensten die door bossen worden voortgebracht. De door de verschillende kijkrichtingen geproduceerde hoeveelheden GJ's staan samengevat in Tabel 15. Hierbij is een uitsplitsing gemaakt naar biomassa van boomstammen en van boomtakken.

Tabel 15 Biomassa geleverd door bos, per kijkrichting (in 2040).

Kijkrichting	Hoeveelheid GJ	Vershil GJ met Nul-variant
Nul		
Stammen	708.963	–
Takken	315.648	–
Trend		
Stammen	812.320	103.357
Takken	357.470	41.822
Functionele Natuur		
Stammen	1.373.298	664.335
Takken	652.553	336.905

² Ter nadere duiding: 1 GigaJoule = 27m³ aardgas = 278 KWh.

³ Volgens Minnesma en Hisschemöller (2003) bepalen de transportkosten vaak of een vorm van biomassa rendabel is. Onbewerkte biomassa van riet, gras en hout heeft namelijk een lagere energie dichtheid dan andere brandstoffen zoals steenkool of aardolie, waardoor de transportkosten bij biomassa per eenheid energie relatief hoog zijn.

Kijkrichting	Hoeveelheid GJ	Verschil GJ met Nul-variant
Inpasbare Natuur		
Stammen	830.110	121.147
Takken	371.257	55.609
Beleefbare Natuur		
Stammen	2.726.950	2.017.987
Takken	1.204.620	888.972
Vitale Natuur		
Stammen	332.685	-376.278
Takken	161.705	-153.943

Monetarisering

Net zoals bij monetariseren van koolstofvastlegging is voor biomassa uitgegaan van marktprijzen. Dit is minder voor de hand liggend dan bij C vastlegging, omdat een markt nog niet bestaat. We nemen voor de bepaling van de baten van biomassa-energie uit riet en gras de redenering van De Blaeij en Reinhard (2008, p. 43) als uitgangspunt. Zij richten zich louter op riet en schrijven hierover:

“ECN geeft aan dat droge biomassa aangeleverd aan de poort van een centrale een waarde van € 6 per GJ kan hebben. Uitgaande van een netto verbrandingswaarde van riet met een drogestofgehalte van 90% van 15 tot 16 GJ per ton betekent dit dat de waarde van een ton droge stof (tds) op € 90 tot € 100 komt (...). Uitgaande van een opbrengst van 30 tds per ha en een marktprijs van € 90 betekent dit een opbrengst van € 2.700 per hectare. Er moet hier wel een kanttekening bij gemaakt worden dat deze prijs waarschijnlijk alleen geldt voor houtsnippers. Hout kan op kleine schaal verbrand worden voor energieproductie. Dit is niet het geval voor riet omdat riet dwarrelt bij verbranding.”

In tegenstelling tot de prijs van € 90,- die De Blaeij en Reinhard hanteren, schrijven Daatselaar *et al.* (2009) dat riet € 30,- per ton droge stof opbrengt. Uitgaande van de 15 GJ per ton die De Blaeij en Reinhard hanteren, betekent dit een prijs van € 2,- per GJ.

Wat betreft riet gaan De Blaeij en Reinhard (2008) uit van 30 ton droge stof per ha per jaar. Daatselaar *et al.* (2009) stellen, in vergelijking met buitenlandse bronnen, dat een opbrengst van 15 ton droge stof riet per ha per jaar bij een volgroeid rietveld realistisch is voor Nederlandse omstandigheden. Bij een prijs van € 30,- per ton droge stof bedraagt de opbrengst € 450,- per hectare (veel lager dus dan de € 2.700,- per ha die De Blaeij en Reinhard gebruiken).

Een andere manier om prijzen voor energie uit biomassa te bepalen kunnen we vinden op basis van de prijzen van andere energiedragers, zoals steenkolen of aardgas. Op basis van de energie-inhoud van deze brandstoffen en de marktprijzen (CBS, gegevens van Statline) kan een prijs per GJ worden bepaald. Deze bedraagt voor steenkolen € 2,- per GJ en voor aardgas € 5,- per GJ. Een overzicht van de prijzen is in Tabel 16 opgenomen.

Tabel 16 Prijzen voor energie uit biomassa

Bron biomassa	Prijs (euro)	Eenheid	Bron
Gras en riet	1,70	GJ	'De Rieteconomie'; Lankheetstudie LEI
	2,20	GJ	CBS statline Energie-inhoud steenkolen (2003)
	5,00	GJ	CBS statline Energie-inhoud aardgas (2003)
Hout	5,40	GJ	Samengesteld met info vanuit Kuiper en Olderburger (2006) en Daatselaar <i>et al.</i> (2009)

De monetaire bedragen van biomassa-energie uit bos verschillen van die voor riet en gras. Daatselaar *et al.* (2009) stellen bijvoorbeeld dat riet lagere baten genereert dan hout omdat het een minder schone brandstof is dan hout. “Riet bevat relatief veel chloride en veroorzaakt ook meer fijn stof bij verbranding dan hout. Ook heeft riet meer as: rond 9% tegen tot 2% voor hout ...”, aldus de auteurs (p. 18). De bedragen in Daatselaar *et al.* (2009) voor enkele houtsoorten schommelen tussen de € 0,50 en € 5,80 per GJ.

Verder dient bij de baten van biomassa rekening gehouden te worden met de kosten van oogst, transport en dergelijke. Deze moeten op bovenstaande 'marktprijzen' in mindering worden gebracht. Spijker *et al.* (2007) geeft een schatting van de kosten gemoeid met de verwerking van biomassa energie. De kosten van mechanische oogst zijn echter niet opgegeven door Spijker *et al.* (2007) Een overzicht van kosten zijn weergegeven in Tabel 17. Bij de berekening van de geschatte baten zijn de kosten uit Tabel 17 achterwege gelaten, vanwege ontbrekende fysieke gegevens.

Tabel 17 Kosten van takhout (Uit Spijker *et al.*, 2007).

Kostenpost	Prijs (euro)	Eenheid
Oogsten	Pm	€/ha of €/ton
Laden en lossen	14,00	€/ton
Transport	0,69	€/ton.km
Opslag	8,00	€/ton
Versnipperen	15,50	€/ton
Kosten vracht	1,50	€/ton
Transport naar verbranding	0,04	€/ton.km
Vaste kosten	40,00	€/ton

Resultaten

De baten voor biomassaenergie in de verschillende kijkrichtingen loopt duidelijk uiteen (Tabel 18). De laagste baten komen in Vitale Natuur tot stand, de hoogste in Beleefbare Natuur. De baten in Vitale Natuur zijn ook lager dan in de Nulvariant en de Trendvariant, omdat de natuur in deze kijkrichting minder geschikt voor de productie van biomassa.

Het ligt dan ook in de lijn der verwachting dat de kijkrichting Functionele Natuur hogere baten oplevert. Dit geldt zelfs in sterkere mate voor Beleefbare Natuur. Onder meer de recreatiegebieden in de buurt van steden in deze kijkrichting bieden mogelijkheden voor de productie van biomassa, als onderdeel van het beheer van deze terreinen (zie Tabel 4 en 5).

Tabel 18 Geschatte baten van biomassaenergie uit bossen en uit gras en riet (mln. euro/jr., gemiddeld 2006-2040, 2.5% discountvoet), met drie prijsniveaus voor gras en riet, voor de vier kijkrichtingen, de Nul- en Trendvariant.

Geschatte baten				
Kijkrichting	Bos	Gras en riet		
		1.7 euro/GJ	2.20 euro/GJ	5.0 euro/GJ
Nul	€ 3,75	€ 17,80	€ 23,03	€ 52,34
Trend	€ 4,28	€ 19,53	€ 25,27	€ 57,44
Vitale Natuur	€ 1,81	€ 11,57	€ 14,97	€ 34,02
Beleefbare Natuur	€ 14,39	€ 21,85	€ 28,28	€ 64,28
Functionele Natuur	€ 7,42	€ 20,85	€ 26,98	€ 61,31
Inpasbare Natuur	€ 4,40	€ 17,78	€ 23,01	€ 52,29

3.2.5 Houtproductie

Fysieke effecten

We hebben bij de berekening van de fysieke effecten van biomassaenergie aangenomen dat alle oogstbare delen van gras/riet en heide gebruikt worden. Bij hout ligt dat anders, en moet onderscheid gemaakt worden tussen takhout en stamhout. De houtoogst bestaat uit takken en de stam waarbij de laatste fractie gebruikt kan worden voor reguliere houtverwerking. Houtoogst wordt daarom opgedeeld in takken en stamhout. Wanneer beide onderdelen voor energiewinning beschikbaar zijn, kunnen ze eenvoudig opgeteld worden. Net zoals Tolkamp *et al.* (2006) en Spijker *et al.* (2007) hanteren we voor de berekening van de verdeling tak- en stamhout de Biomassa Expansie Factor van 1,2 (Baritz en Strich, 2000). Hoewel deze factor verschilt tussen boomsoorten, nemen we 'grosso modo' aan dat deze fractie gemiddeld 1,2 is voor de houtoogst.

Monetarisering

Net zoals bij monetariseren van koolstofvastlegging is voor biomassa uitgegaan van marktprijzen. Dit is goed mogelijk omdat er een houtmarkt bestaat. Wel is de prijs aan schommelingen onderhevig. Zo rekent het kentallenboek (Witteveen en Bos, 2006) met een houtprijs van € 25,- per m³. Deze heeft betrekking op eenmalige kap, waarbij bijvoorbeeld een stuk bos in één keer wordt gekapt omdat er een weg of woonwijk aangelegd moeten worden. De prijs heeft dus geen betrekking op zogeheten 'duurzame kap'. Bovendien is deze houtprijs van € 25,- per m³ louter van toepassing op een houtopstand dat niet is afgestemd op het optimaliseren van houtopbrengsten. Berger *et al.* (2010) vermelden houtprijzen voor de afgelopen jaren, zoals die bij private boseigenaren zijn waargenomen. Uit hun overzicht blijkt dat de prijs behoorlijke fluctuaties kent en in vergelijking met de prijs uit het kentallenboek de afgelopen jaren veelal hoger lag. Daarom is gekozen de prijs van een langere periode (10 jaar) uit Berger *et al.* (2010) te gebruiken voor het bepalen van een gemiddelde. Dit komt uit op 60 euro/m³ hout.

Resultaten

De baten van houtproductie zijn het hoogst in de kijkrichting Functionele Natuur, vanwege de extra hoeveelheid bos. In Beleefbare Natuur en Vitale Natuur staat de oogst van hout juist onder druk, en ligt de nadruk juist op de productie van de andere ecosysteemdiensten (CO₂-vastlegging, biomassa-energie) (Tabel 19).

Tabel 19 Geschatte baten Bos voor hout voor de vier kijkrichtingen, de Nul- en Trendvariant. (mln. euro, gemiddeld 2006-2040, 2.5% discontovoet)

Kijkrichting	Geschatte Baten
Nul	€ 18,77
Trend	€ 18,83
Vitale Natuur	€ 2,39
Beleefbare Natuur	€ 9,59
Functionele Natuur	€ 53,80
Inpasbare Natuur	€ 22,00

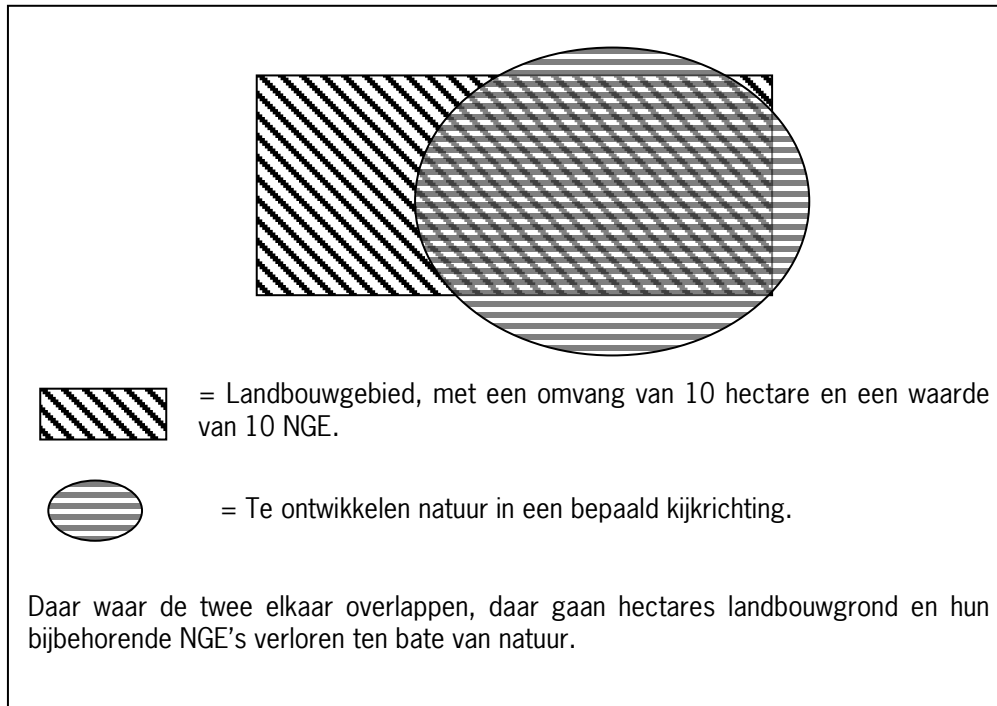
3.3 Landbouw

3.3.1 Fysieke effecten

De vier kijkrichtingen van de Natuurverkenning (Vitale Natuur, Functionele Natuur, Beleefbare Natuur en Inpasbare Natuur) leggen alle beslag op bestaande landbouwgronden. Daardoor gaan er zogeheten NGE's (Nederlandse Grootte Eenheid) verloren. De NGE is een economische maatstaf, die elke twee jaar wordt herzien en aan de hand waarvan de bedrijfsomvang en het bedrijfstype van agrarische bedrijven worden vastgesteld. 1 NGE staat gelijk aan 1.420,- euro (zie www.lei.wur.nl) en geeft zo een indicatie van het saldo van de landbouw- en tuinbouw (opbrengsten min kosten).⁴ De NGE-omvang is beschikbaar voor alle bedrijven uit de Landbouwtelling en voor al het grondgebruik uit de Landbouwtelling. Via een koppeling aan de locatie van de percelen van de in de landbouwtelling opgenomen land en tuinbouwbedrijven wordt deze informatie ook ruimtelijk beschikbaar gemaakt. Hierbij worden de NGE's per bedrijf homogeen verdeeld over de percelen van dat bedrijf, waarbij de aanname wordt gedaan dat de afwijkingen die hierdoor ontstaan op bedrijfsniveau uitmiddelen op landelijke schaal. De kaart die hiermee ontstaat kan ruimtelijk worden gekoppeld aan de kaarten van de kijkrichtingen.

Het idee van overlap tussen landbouwgrond en geplande natuur staat hieronder schematisch en eenvoudig weergegeven (Figuur 3).

⁴ Maar zoals we in de volgende sectie zullen zien, de NGE is niet geschikt om als monetaire eenheid in een MKBA opgenomen te worden. Daarvoor geldt de Netto Toegevoegde Waarde (NTW) als gebruikelijke maatstaf.



Figuur 3 Schematische weergave van de mogelijke overlap tussen NGE's en natuur in een willekeurig kijkrichting.

3.3.2 Veranderingen in de monetaire waarde

De welvaartseffecten, samenhangend met de veranderende landbouw in de kijkrichtingen bestaan uit drie onderdelen:

- een afname in de Netto Toegevoegde Waarde (NTW) van de primaire productie,
- het vrijkomen van arbeid en kapitaal,
- een afname van de netto toegevoegde waarde van de toeleverende en verwerkende industrie.

Doordat onder de verschillende kijkrichtingen een claim wordt gelegd op landbouwgrond, neemt de landbouwproductie af. Deze afname leidt vanzelfsprekend tot een aantal welvaartseffecten, namelijk een afname in de Netto Toegevoegde Waarde (NTW) van de primaire productie, het vrijkomen van arbeid en kapitaal, en – doordat er minder geleverd wordt aan de toe- en afleverende industrie – ook een afname in de netto toegevoegde waarde van de agro-industrie. Deze verschillende effecten lopen we hieronder stapsgewijs langs, voordat we daadwerkelijk komen tot een monetaire waardering van effecten die de verschillende natuurkijkrichtingen hebben op de landbouw.

Een baat die daarnaast eventueel óók nog meegenomen moet worden, is in hoeverre er door minder landbouwproductie verminderde milieuvuiling plaatsvindt. Hier is echter een samenhang en overlap met de kosten van de genomen milieumaatregelen (waardoor deze specifieke baat hier niet besproken wordt).

Netto Toegevoegde Waarde

Wanneer landbouwgrond wordt omgezet in natuur valt er NTW van de landbouw weg. En daarmee dus ook de bijdrage van de landbouw aan het nationaal inkomen en dus aan de welvaart. Dit verlies is een maatschappelijk effect; of meer specifiek: het zijn maatschappelijke kosten. De kosten van de wijziging in grondbestemming zijn gelijk aan de opportunity costs van grond (schaduwrijzen), dat wil zeggen van de waarde van grond in het beste alternatief. In geval van de verschillende kijkrichtingen

is dat landbouw, want er wordt immers landbouwgrond omgezet in natuur.⁵ Voor het bepalen van de maatschappelijke kosten van grond moet worden vastgesteld wat het aandeel van grond is in de NTW van de landbouw. Het aandeel van grond in de gedeerde NTW van de landbouw zijn de jaarlijkse kosten van deze grond. Hierbij wordt overigens verondersteld dat arbeid en kapitaal een vanuit maatschappelijk oogpunt even hoge alternatieve opbrengst als in de voorgaande aanwending kunnen genereren. We komen hieronder nog op dit uitgangspunt terug.

Jongeneel en Vader (2005, p. 77) gebruiken in hun analyse van de Ecologische Hoofdstructuur als NTW het gewogen gemiddelde van akkerbouw en melkveehouderij. Zij schrijven: "Hoewel de netto toegevoegde waarde jaarlijks behoorlijk kan schommelen (-21% tot +38%) is deze de afgelopen jaren gemiddeld ongeveer € 1.700 per ha per jaar." Wij nemen dit bedrag echter niet klakkeloos over. Reden hiervan is dat de NGE-berekeningen op alle land- en tuinbouwsectoren zijn gebaseerd. Het ruimtebeslag in de kijkrichtingen is ook niet beperkt tot akkerbouw en melkveehouderij, ook glastuinbouwhectares komen te vervallen. Met andere woorden, we gaan uit van een NTW voor de gehele land- en tuinbouw. Gebaseerd op de Land- en Tuinbouwcijfers 2010 (LEI en CBS, 2010) en gemiddeld over de jaren 2001 tot en met 2009 komen we tot een NTW voor de gehele van 2.964,- euro per ha.

Deze NTW wordt in onderstaande berekeningen als basis genomen. Maar we corrigeren daarbij per NVK-kijkrichting voor de landbouwproductiviteit, door gebruik te maken van de in de vorige sectie geïntroduceerde NGE. We weten per kijkrichting hoeveel hectare landbouwgrond voor natuur wordt opgeofferd en hoeveel NGE daarmee gemoeid is (zie Tabel 21). Hierdoor kunnen we het verlies van NGE's per hectare bepalen. In de huidige situatie is deze zogeheten conversiefactor gelijk aan $7.329.382 \text{ NGE} / 1.983.442 \text{ ha} = 3,70$. En hierbij geldt, zoals hierboven beschreven, een NTW van € 2.964,- per ha. Dat wil zeggen, de uitgangssituatie is dat er bij een conversiefactor van 3,70 een NTW van € 2.964,- per ha geldt. Door voor ieder kijkrichting de conversiefactor te berekenen, en deze vervolgens te vermenigvuldigen met de NTW van € 2.964,- per ha gedeeld door 3,70 wordt per kijkrichting gecorrigeerd voor een verschil in landbouwproductiviteit op de gronden, die in de betreffende kijkrichting de functie natuur krijgen. De 'gecorrigeerde' NTW's per ha staan in Tabel 20.

Tabel 20 Conversiefactor per kijkrichting en de gecorrigeerde NTW door gebruik te maken van het verlies in NGE per ha landbouwgrond.

	Kijkrichting NVK					
	Nul	Trend	Functionele Natuur	Inpasbare Natuur	Beleefbare Natuur	Vitale Natuur
Conversiefactor	1,14*	1,49	2,46	1,14	2,99	1,89
Gecorrigeerde NTW (€ per ha/jaar)	916,0**	1.198,9	1.969,9	917,7	2.401,0	1.514,0

* Berekend door $\text{'verlies NGE'} / \text{'verlies landbouwgrond (ha)} = 121.479 / 106.369$ (zie Tabel 3).

** Berekend door $(€ 2.964,- / 3,70) \times \text{conversiefactor 'Nulvariant'} (= 1,14)$.

Uit Tabel 20 blijkt dat met name bij de 'Nulvariant' en het kijkrichting 'Inpasbare Natuur' het vooral de laagproductieve landbouwgronden zijn die omgezet worden in natuur. Dit in tegenstelling tot de kijkrichtingen 'Functionele Natuur' en 'Beleefbare Natuur': daar worden hoogproductieve gronden in natuur omgezet.

Vrijkomen van arbeid en kapitaal

Door de afname van landbouwareaal komen arbeid en kapitaal vrij. De netto productie van de uit de vorige bestemming vrijkomende productiefactoren worden als baten beschouwd, omdat ze elders in de economie kunnen worden ingezet en op die plaats NTW produceren. Meer specifiek: op papier

⁵ Overigens is het goed op te merken dat aankoopkosten van grond *niet* als maatschappelijke kosten worden gerekend. Nationaal gezien verandert er namelijk niets als er grond van de ene partij aan de andere wordt overgedragen. Het geld dat de ene partij namelijk ontvangt voor de grond, verdwijnt bij de ander uit de portemonnee en beide kunnen dus tegen elkaar worden weggestrept.

bestaan deze baten uit de opbrengsten die de productiefactoren arbeid en kapitaal kunnen genereren in de meest rendabele alternatieve aanwending. Maar vaak worden in de praktijk hiervoor de rekenprijzen gebruikt. In geval van arbeid is dat de CAO-loon in de landbouw (voor de grondgebonden sectoren melkveehouderij en akkerbouwproductie), meer specifiek: het gemiddelde jaarloon van een landbouwer. Door het aantal verloren gegane hectares te koppelen aan de prijs van arbeid per hectare kan uitgerekend worden hoeveel arbeid er in euro's vrijkomt (zie tekstkader).

Tekstkader: Voorbeeld berekening vrijkomen van arbeid en kapitaal

Een voorbeeld ter illustratie, dat is overgenomen uit De Blaeij en Reinhard (2008). Per hectare akkerbouwgrond wordt 0,029 mensjaren aan arbeid ingezet. Het gemiddelde jaarloon van een akkerbouwer is 26.000,- euro. Vermenigvuldiging van deze twee getallen (= 754,- euro per hectare) levert de baten van vrijgekomen arbeid op als gevolg van het niet meer produceren van akkerbouwproducten. Door het totale aantal hectares akkerbouwgrond dat als gevolg van een kijkrichting uit productie raakt te vermenigvuldigen met dit bedrag van 754,- euro, wordt de baat vrijgekomen 'akkerbouwarbeid' bepaald. Voor grasland kan worden uitgegaan van 0,049 mensjaren per ha (Gaaff *et al.*, 2003). Bij een jaarloon van 26.000,- euro levert dit baten op van 1.274,- euro per hectare. We gebruiken de meest conservatieve schatting en gebruiken in de batenberekeningen het bedrag van 754,- euro per hectare, temeer ook omdat we akkerbouw en veeteelt als grondgebonden landbouw min of meer op één hoop hebben gegooid in de analyse.

Bij kapitaal geldt een rekenprijs van 5% en een inzet van 5.493 per hectare akkerbouwgrond (zie De Blaeij en Reinhard, 2008). Na vermenigvuldiging is dit afgerond 275,- euro per hectare. En opnieuw geldt: Door het totale aantal hectares akkerbouwgrond dat als gevolg van een kijkrichting uit productie raakt te vermenigvuldigen met dit bedrag van 275,- euro, wordt de baat vrijgekomen kapitaal uit de akkerbouwsector bepaald. Op een vergelijkbare manier kunnen de baten berekend worden die samenhangen met vrijkomende kapitaal uit de melkveehouderijsector. Daar geldt een inzet van 8.012,- euro per ha grasland, wat uiteindelijk neerkomt (bij een rekenprijs van 5%) op een bedrag van 400,- euro per ha. Omdat we opnieuw kiezen voor de meest conservatieve schatting, rekenen we verder met het eerstgenoemde bedrag, namelijk 275,- euro.

Tot slot, doorgaans wordt er vanuit gegaan dat arbeid en kapitaal een vanuit maatschappelijk oogpunt even hoge alternatieve opbrengst als in de voorgaande aanwending kunnen genereren. Het is echter de vraag of dit daadwerkelijk geldt voor opgeofferde landbouwgrond. Het is namelijk te verwachten dat menig boer die voor natuur moet wijken niet elders aan de gang gaat, maar met zijn of haar bedrijfsvoering stopt. In 2005 stopten er gemiddeld 7 agrarische bedrijven per dag. In 60% van de gevallen gaat het om landbouwers boven de 55 jaar. En 85% van de beëindigers koerst bewust richting beëindiging (Geerling-Eiff en Van der Meulen, 2008). Kortom, deze cijfers in ogenschouw nemend is het wellicht niet realistisch te veronderstellen dat arbeid en kapitaal volledig elders aangewend worden. Een bepaald percentage van de boeren die voor natuur moeten wijken zal vermoedelijk stoppen met werken. Hun arbeid en kapitaal zal dus elders geen even hoge opbrengst genereren als in de voorgaande aanwending.⁶

Vanwege deze redenen nemen we aan dat de baten uit de vrijgekomen arbeid en kapitaal slechts 50% van de hierboven genoemde waarden bedragen.

Afname productie toeleverende en verwerkende industrie

Derving van de NTW in de toeleverende en verwerkende industrie zijn te beschouwen als indirecte effecten. De directe kosten in verband met de gedeerde primaire landbouwproductie genereren ook indirecte kosten bij de aan de landbouw toeleverende en verwerkende industrie. Hoewel deze indirecte kosten zich voordoen op andere markten, worden ze echter wel beïnvloed door de uitwerking van de verschillende NVK-kijkrichtingen. Vanwege de complexiteit van deze indirecte effecten – de verschillende landbouwsectoren zijn op hun eigen manier verweven met de agro-industrie – kan ervoor gekozen worden om ze achterwege te laten, alhoewel een formele MKBA ze

⁶ Daar komt bovendien bij dat bedrijven zonder opvolger vooral laagproductieve bedrijven zijn (bedrijven kleiner dan 40 NGE) (LEI en CBS, 2010). Als deze bedrijven moeten wijken voor natuur, is het maar de vraag of het bedrijfshoofd – vooral als deze al wat ouder is – elders zijn arbeid en kapitaal gaat inzetten, laat staan zijn bedrijf gaat voortzetten.

wel behoort op te nemen. Een andere reden om ze hier toch op te nemen is dat de toeleverende en afnemende industrie en distributie in de agrarische productiekolom een belangrijke economische factor vormen. Bovendien: meer dan in menig andere economische sector het geval is, zijn boeren sterk afhankelijk van deze bedrijven. Het boerenbedrijf is slechts een schakel in een omvangrijke en complexe voedselketen.

De Blaeij en Reinhard (2008) gebruiken in hun studie naar de maatschappelijke kosten en baten van een multifunctioneel waterpark in Oost-Nederland een multiplier om door te rekenen wat de gevolgen zijn van het verdwijnen van NTW in de primaire landbouw voor de toeleverende en afnemende industrie en distributie. Ze schrijven (p. 36): "Voor de landbouw is de multiplier voor de netto toegevoegde waarde 1,20. Dit betekent dat als er € 1 toegevoegde waarde verdwijnt uit de landbouw, dit gemiddeld leidt tot het verdwijnen van € 1,20 toegevoegde waarde in de toeleverende en verwerkende industrieën." In hun studie naar de maatschappelijke kosten en baten van de Ecologische Hoofdstructuur, stellen Jongeneel en Vader (2005) dat de NTW van de toeleverende en verwerkende industrie 5% lager is dan die van de primaire landbouw. Kortom, een multiplier van 0,95 euro. In onze berekeningen gebruiken we 0,95 euro als ondergrens en 1,20 euro als bovengrens.

Resultaten

De monetaire effecten van de vier NVK-kijkrichtingen op de landbouw komen nu aan de orde. We richten ons in eerste instantie op effecten op de primaire productie met op het eind een uitstapje naar de gevolgen voor de toeleverende en verwerkende industrie.

We beginnen met de kwantificering van de areaalverandering die het gevolg is van de kijkrichtingen. Hierbij wordt speciale aandacht besteed aan multifunctionele landbouw, omdat op deze gronden een combinatie wordt verondersteld van landbouw met natuur. Daarna behandelen het in geld uitdrukken van de effecten die de kijkrichtingen hebben op de landbouw.

De overlap die er bestaat tussen landbouw en de verschillende kijkrichtingen is in Tabel 21 samengevat.

Tabel 21 Overlap tussen landbouw en de verschillende kijkrichtingen, geaggregeerd naar heel Nederland (2040)

	Kijkrichting					
	Nul	Trend	Functionele Natuur	Inpasbare Natuur	Beleefbare Natuur	Vitale Natuur
Tot. overlap (ha.)	135.921*	237.153	353.385	131.870	207.381	340.034
Overlap gras (ha.)	81.555	144.630	203.037	79.045	119.824	189.531
Overlap glas (ha.)	11	34	276	10	315	109
Betrokken NGE	171.868	388.381	854.993	166.468	594.964	641.834

* Vermoedelijk betreffen dit de wel al aangekochte maar nog niet ingerichte gronden.

De cijfers in Tabel 21 hebben betrekking op het jaar 2040, als alle natuur in de kijkrichtingen is gerealiseerd. De vraag is daarbij wat er met de categorie 'Betrokken NGE' gebeurt, de landbouwactiviteiten, die min of meer verloren gaan omdat de daarbij behorende hectares in natuurgebied veranderen.

Voordat we hier nader op ingaan, is het goed te realiseren dat de functies landbouw en natuur gecombineerd (kunnen) worden. Op 'multifunctionele' landbouwgronden komt in de kijkrichting weliswaar een nieuwe functie, natuur, maar dat betekent niet dat er op deze gronden geen landbouw meer kan worden bedreven. Landbouw en natuur gaan op deze gronden samen. In Tabel 21 is geen rekening gehouden met agrarisch natuurbeheer.

Dit betekent dat het totaal aantal NGE's dat verloren gaat, wellicht minder hoog is dan in Tabel 21 staat aangegeven, als we met deze multifunctionele landbouwgronden rekening houden. Op deze

gronden blijft namelijk een bepaalde mate van landbouw bestaan en dus zullen niet alle NGE's verloren gaan.

Wanneer we corrigeren voor de categorie multifunctionele landbouwgronden – dat wil zeggen, als we deze categorie als landbouwgrond met de daarbij behorende NGE's laten bestaan – dan is de overlap tussen landbouw en de verschillende kijkrichtingen logischerwijs minder groot in omvang (Tabel 22).

Tabel 22 Overlap tussen landbouw en de verschillende kijkrichtingen, geaggregeerd naar heel Nederland en gecorrigeerd voor de categorie 'multifunctionele landbouwgrond'.

	Kijkrichtingen					
	Nul	Trend	Functionele Natuur	Inpasbare natuur	Beleefbare Natuur	Vitale Natuur**
Tot. overlap (ha.)	106.369*	156.387	318.715	104.146	187.174	340.034
Overlap gras (ha.)	58.820	88.185	178.306	57.647	103.376	189.531
Overlap glas (ha.)	8	25	273	8	315	109
Betrokken NGE	121.479	233.743	782.748	119.154	560.287	641.834

* Vermoedelijk betreffen dit de wel al aangekochte maar nog niet ingerichte gronden.

** In "Vitale Natuur" komen geen multifunctionele landbouwgronden voor.

Gaan we uit van bovenstaande getallen alsmede van het feit dat in Nederland in 2008 (i) het totale areaal landbouwgrond 1.983.442 ha is en (ii) de totale NGE-omvang van de landbouw 7.329.383 bedraagt, dan is het eenvoudig uit te rekenen welk percentage van deze twee (min of meer huidige) totalen door de verschillende kijkrichtingen wordt beïnvloed (Tabel 23).

De verschillen tussen Tabellen 22 en 23 geven aan wat de omvang van de multifunctionele gronden is, zowel in hectares als in NGE's.

Opvallend is dat de omvang van de multifunctionele gronden het grootst is in het kijkrichting 'Trend'. Verwacht zou immers worden dat het kijkrichting 'Functioneel' de grootste omvang multifunctionele gronden zou omvatten. De verklaring voor deze opvallende uitkomst is dat in de kijkrichtingen multifunctionele landbouw niet is opgenomen (zie hoofdstuk 3).

Tabel 23 Omvang hectares en NGE dat 'geraakt' wordt door een kijkrichting, zowel absoluut als in percentages.

	Kijkrichtingen					
	Nul	Trend	Functionele Natuur	Inpasbare Natuur	Beleefbare Natuur	Vitale Natuur
Overlap hectares						
- absoluut	106.369	156.387	318.715	104.146	187.174	340.034
- procentueel	5,4	7,9	16,1	5,3	9,4	17,1
Betrokken NGE						
- absoluut	121.479	233.743	782.748	119.154	560.287	641.834
- procentueel	1,7	3,2	10,7	1,6	7,6	8,8

De vraag is nu wat er in de analyse met deze multifunctionele gronden gedaan moet worden. Ze voor de landbouw verloren beschouwen is weinig realistisch, simpelweg omdat er – ondanks de functie natuur – over het algemeen nog (volop) landbouw op beoefend wordt. Moeten we ze dus maar als volwaardige landbouwgrond beschouwen, met dezelfde omvang in NGE's – terwijl er beperkingen op het landbouwkundig gebruik van de grond liggen omwille van de natuur? Experts binnen het LEI geven aan dat de NGE-norm voor grasland met natuurbeheer lager is dan voor grasland zonder natuurbeheer (Tabel 24).

Tabel 24 Verschil in NGE tussen grasland met en zonder agrarisch natuurbeheer.

	NGE per ha., gemeten maat
Grasland blijvend	0,9930
Grasland tijdelijk	0,9930
Natuurlijk grasland (begraasd) met beperkte landbouw	0,2993
Natuurlijk grasland met hoofdfunctie landbouw	0,2993

Kortom, bestaand grasland dat in een bepaalde kijkrichting multifunctioneel grasland wordt, zal in NGE's (en dus economisch belang) aanzienlijk dalen. Het is dus niet reëel om deze multifunctionele graslanden als verloren NGE's te beschouwen (zoals in Tabel 1 aangenomen), maar het is evenmin realistisch om ze in de berekeningen als volwaardige landbouwgronden mee te nemen (zoals in Tabel 2 aangenomen). Ondanks deze nuanceringen zijn in de uitgevoerde analyse – vooral vanuit praktisch oogpunt – de categorieën 'natuurlijk grasland met beperkte landbouw' en 'natuurlijk grasland met hoofdfunctie landbouw' niet als landbouwgrond aangemerkt, en vindt op die gronden dus ook geen mogelijk verlies aan NGE's plaats. Multifunctionele landbouwgronden zijn in onderhavige berekeningen (vooral) ondergebracht in de categorieën 'grasland blijvend'

De bovenstaande benadering is een eerste inschatting van de fysieke effecten op de landbouw, op basis van de ruimtelijke beelden die de kijkrichtingen hebben opgeleverd. Om nader inzicht te krijgen in hoe de landbouw reageert op de gevolgen die geplande natuur op landbouwgrond heeft (stoppen de agrariërs volledig met boeren als hun landbouwgrond wordt omgezet in natuur, of verplaatsen ze hun bedrijf?), is het zinvol om de resultaten van de NGE-berekeningen naast die van de DRAM-resultaten in de studie 'Welvaart en Leefomgeving' (WLO) te leggen. We beperken ons hierbij tot twee WLO-scenario's, 'Global Economy' (GE) en 'Regional Community' (RC).

In het GE-scenario is het agrarisch grondgebruik in Nederland in 2040 afgenomen tot 1.589.000 ha, en in het RC-scenario tot 1.729.000 ha. Deze afnamen worden veroorzaakt door verschillende factoren, die in bovengenoemd rapport staan beschreven. De afname in agrarisch grondgebruik onder de verschillende kijkrichtingen staat in Tabel 25 samengevat. Deze afnamen zijn enkel en alleen het gevolg van het natuurbeleid zoals uitgevoerd onder betreffende kijkrichting.

Tabel 25 Omvang agrarisch grondgebruik in 2040 (in ha), zonder rekening te houden met andere factoren dan het natuurbeleid onder het desbetreffende kijkrichting.

	Kijkrichtingen					
	Nul	Trend	Functionele Natuur	Inpasbare Natuur	Beleefbare Natuur	Vitale Natuur
Areaal agrarisch grondgebruik	1.877.073*	1,827,055	1,664,727	1,879,296	1,796,268	1,643,408

* Berekend door $1.983.442 - 106.369$.

De omvang van het overgebleven agrarisch grondgebruik in de verschillende kijkrichtingen (Tabel 25) ligt in vergelijking met de twee WLO-scenario boven het GE-scenario. Vitale Natuur en Functionele Natuur hebben een geschat areaal landbouw lager dan RC, de andere kijkrichtingen zitten hoger dan het RC-scenario.

Een eerste poging om de afname van de economische omvang van de grondgebonden landbouw als gevolg van de vier NVK-kijkrichtingen in een breder perspectief te plaatsen is in Tabel 26 samengevat.

Tabel 26 Omvang NGE in 2040, zonder rekening te houden met andere factoren dan het natuurbeleid onder het desbetreffende kijkrichting.

	Kijkrichtingen					
	Nul	Trend	Functionele Natuur	Inpasbare Natuur	Beleefbare Natuur	Vitale Natuur
Aantal NGE's	7.207.903	7.095.639	6.546.634	7.210.228	6.769.095	6.687.548

Door de NGE's uit Tabel 26 te koppelen aan euro's (1 NGE is immers gelijk aan 1.420,- euro) kan het saldo van de landbouw in 2040 onder de verschillende kijkrichtingen worden bepaald.

Punt van aandacht hierbij is echter wel dat de berekende waarden puur een indicatie zijn, omdat het bedrag van 1.420,- euro is vastgesteld op basis van het prijsniveau 2004 (Landbouwtellingen 2007 en verder), terwijl het aantal NGE's uit Tabel 26 de hoeveelheden betreffen voor het jaar 2040.⁷ De resultaten staan opgesomd in Tabel 27.

Tabel 27 Saldo landbouwsector in 2040, zonder rekening te houden met andere factoren dan het natuurbeleid onder het desbetreffende kijkrichting (prijsniveau van 2004).

	Kijkrichtingen					
	Nul	Trend	Functionele Natuur	Inpasbare Natuur	Beleefbare Natuur	Vitale Natuur
Saldo landbouw (in euro's)	10,2 mld.	10,1 mld.	9,3 mld.	10,2 mld.	9,6 mld.	9,5 mld.

Zoals eerder gemeld bedroeg de economische omvang van agrarische grondgebonden activiteiten in 2008 7.329.000 NGE. Vermenigvuldigen we dit bedrag met 1.420,- euro dan blijkt het saldo van de landbouwsector in dat jaar 10,4 mld. euro te bedragen. Daarmee varieert in afgeronde percentages de afname van het landbouwkundig saldo onder de verschillende kijkrichtingen tussen 2% ('Inpasbare Natuur') en 11% ('Functionele Natuur').

De vermindering in landbouwkundig saldo als gevolg van toekomstig natuurbeleid komt voor de verschillende kijkrichtingen bij lange na niet in de buurt van de procentuele vermindering in toegevoegde waarde die de DRAM-berekeningen voor de WLO-scenario's hebben opgeleverd. Deze DRAM-berekeningen zijn gebaseerd op allerlei complexe (maatschappelijke) veranderingen, en het natuurbeleid maakt daar niet of nauwelijks onderdeel van uit. De berekeningen op basis van NGE's daarentegen zijn louter ingegeven door verschillende mogelijke invullingen van toekomstig natuurbeleid.

Zo beschouwd is het dus prettig te constateren dat de financiële gevolgen van dit sectorale beleid niet groter zijn dan de veranderingen die het gevolg zijn van een veel complexer en groter spel van veranderingen (die door DRAM zijn doorberekend). Tegelijkertijd moet daarbij gemeld worden dat de relatie tussen de DRAM-berekeningen en die van de NGE's niet eenduidig is. Meer specifiek, hoe de toegevoegde waarde die DRAM hanteert, samenhangt met de in NGE's uitgedrukte saldi, is niet makkelijk te duiden. Vaststaat alleen dat er geen rechtstreeks verband tussen de twee grootheden bestaat. Tussen het NGE-saldo en de toegevoegde waarde zitten bijvoorbeeld algemene kosten, onderhoud, brandstoffen en eventueel afschrijvingen als het om netto toegevoegde waarde gaat. De verhouding is per bedrijfstype anders en is ook verschillend naar omvang van het bedrijf omdat grotere bedrijven naar verhouding minder algemene kosten maken. Niettemin kan, grofweg gezien, de relatieve ontwikkeling van de NGE's gekoppeld worden aan de ontwikkeling van de toegevoegde waarde – althans, als de onderlinge verhouding tussen de verschillende landbouwsectoren niet teveel veranderd. In de volgende sectie gaan we wat dieper in op de monetaire waarde van de door de kijkrichtingen veroorzaakte veranderingen in de landbouw.

⁷ De afgelopen 30 jaar is de monetaire waarde van 1 NGE gestegen met ongeveer 200,- euro (in 1990 stond 1 NGE voor 1.235,- euro aan saldo), dus op het eerste gezicht lijkt een bedrag van circa 1.600,- euro voor 1 NGE in 2040 geen onlogische schatting.

De resultaten van het moneteriseren van de welvaartseffecten op de landbouw die het gevolg zijn van de NVK-kijkrichtingen staan in de Tabellen 28, 29 en 30 samengevat.

Tabel 28 Geschatte afname van de netto toegevoegde waarde in 2040 van de primaire land- en tuinbouw voor de kijkrichtingen uit de Natuurverkenningen, plus de 'Nul' en de 'Trend' bij twee discountvoeten

Kijkrichting	Geschatte afname NTW primaire landbouw (mln. euro/jr.)	
	2,5%	5,5%
Vitale Natuur	171	88
Functionele Natuur	209	107
Beleefbare Natuur	150	76
Inpasbare Natuur	32	16
Nul	32	17
Trend	62	32

Tabel 29 Geschatte afname van de netto toegevoegde waarde in de toeleverende en verwerkende industrie in 2040 voor de kijkrichtingen uit de Natuurverkenningen, plus de 'Nul' en de 'Trend' en twee discountvoeten

Kijkrichting	Afname NTW toeleverende en verwerkende industrie mln. euro/jr)	
	2,5%	5,5%
Vitale Natuur	163-206	83-105
Functionele Natuur	199-251	101-128
Beleefbare Natuur	142-180	73-92
Inpasbare Natuur	30-38	15-20
Nul	30 - 39	16-20
Trend	59 - 75	30-38

Tabel 30 Schatting van vrijkomende arbeid en kapitaal in de primaire land- en tuinbouw in 2040 voor de kijkrichtingen uit de Natuurverkenningen, plus de 'Nul' en de 'Trend', bij twee discountvoeten.

Kijkrichting	Vrijkomende arbeid en kapitaal uit de primaire land- en tuinbouw (mln. euro/jr)	
	2,5%	5,5%
Vitale Natuur	58	30
Functionele Natuur	55	28
Beleefbare Natuur	32	16
Inpasbare Natuur	18	9
Nul	18	9
Trend	27	14

Uit bovenstaande tabellen blijkt dat met name in de kijkrichtingen 'Functionele Natuur' en 'Vitale Natuur' veel NTW verloren gaat. Dat komt hoofdzakelijk omdat door deze twee kijkrichtingen de meeste landbouwhectares verloren gaan. Bij 'Functionele Natuur' gaat het bovendien om relatief hoog productieve gronden. Dat de baten onder deze twee kijkrichtingen ook het hoogst zijn, mag niet verbazen. Deze hangen immers samen met de uit de vorige bestemming vrijkomende productiefactoren. Hoe meer landbouwgrond er verloren gaat, des te meer arbeid en kapitaal vrijkomen.

Bij een discountvoet van 5,5% veranderen weliswaar de monetaire bedragen, maar de verhoudingen tussen de kijkrichtingen wijzigen niet. De monetaire bedragen nemen af, want een hogere discountvoet betekent dat effecten die later optreden in de tijd minder sterk meewegen in het eindresultaat.

4 Bepaling van de kosten

4.1 Inleiding

De kosten voor de realisatie van de kijkrichtingen zijn bepaald met het kosten instrumentarium IKN (Koeijer *et al.*, 2008; Schouten *et al.*, 2012), opgezet om ex-ante analyses voor verschillende varianten voor de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur (de beleidsdoelstelling) te realiseren.

In IKN wordt gewerkt met een economisch kostenbegrip waarbij de monetaire waarde van middelen is gebaseerd op de werkelijke schaarste van de middelen. Kosten worden berekend als primaire netto kosten (Boone *et al.*, 2003). Dit houdt in dat kosten, die niet te maken hebben met de realisatie van de kijkrichtingen, maar met nevendoele (zoals in Vitale Natuur recreatie, de secundaire kosten) niet zijn opgenomen; dit geldt ook voor eventueel daaraan verbonden baten. Er is sprake van kosten wanneer voor acties gericht op het realiseren van overheidsdoelen zoals natuurkwaliteit, schaarse financiële middelen moeten worden aangewend die anders (d.w.z. bij het ontbreken van natuurbeleid) voor andere doeleinden zouden kunnen worden gebruikt. Deze schaarse middelen hebben waarde, omdat ze bij die alternatieve aanwending ook een bijdrage leveren aan de maatschappelijke welvaart. Deze gemiste baten worden 'opportunity costs' genoemd en vormen uitgangspunt van de kostenbepaling in IKN.

Uit bovenstaande volgt ook dat kosten worden opgevat als de kosten die worden gemaakt door alle partijen in de samenleving die direct betrokken zijn bij de realisering van het beleidsdoel. Kosten, die niet te maken hebben met de realisatie van de ecologische doelen van het natuurbeleid, maar met nevendoele zoals recreatie (de secundaire kosten) zijn niet in de database opgenomen en dit geldt ook voor eventueel daaraan verbonden baten. Ook kosten (en baten) die het gevolg zijn van doorwerking naar derden (niet rechtstreeks betrokken partijen, zoals recreatiebedrijven) zijn niet meegenomen (zie ook Jongeneel en Vader, 2005). Directe opbrengsten van de bij de realisatie van het natuurbeleid direct betrokken partijen worden wel op de kosten in mindering gebracht. Daarbij gaat het uitsluitend om opbrengsten uit beheer, bijvoorbeeld uit houtverkoop. Van belang is ten slotte nog dat we nu buiten beschouwing laten hoe de kosten gefinancierd worden, met andere woorden, wie de lasten draagt.

Berekend is wat de kosten zijn voor aankoop van landbouwgronden ten behoeve van natuurontwikkeling, inrichtingskosten, beheerkosten en kosten voor milieuverbetering. Voor kosten voor milieuverbetering is gekeken naar maatregelen gericht op het tegengaan van verdroging en kosten voor het tegengaan van verzuring en vermisting. In deze laatste categorie gaat het om zowel bron - als effectgerichte maatregelen zoals het plaatsen van luchtfilters in dierstallen of het plaggen van heidenvetaties. De kosten voor aankoop van landbouwgrond gaan uit van normkosten die per provincie verschillen. Ook kosten voor inrichting en beheer gaan uit van normkosten. Beheerskosten variëren daarbij per type natuur. De kosten voor het nemen van anti-verdrogingsmaatregelen en vermistingsverlagende maatregelen zijn per kijkrichting bepaald door de mate van verdroging en vermisting te bepalen en vervolgens te bepalen welke maatregelen moeten worden ingezet en wat hier van de kosten zijn.

De toerekening van kosten is een belangrijke keuze. In deze studie nemen we alleen kosten mee voor de reductie van de emissie van ammoniak en deze kosten worden volledig aan natuur toegerekend. We weten dat deze kosten ook voor andere doelen worden gemaakt, zoals reductie van stank en fijn stof (luchtwassers). We maken deze keuze omdat het accent vooral op natuurbescherming ligt.

We beschouwen in principe twee soorten maatregelen: eenmalige (aankoop, inrichting, omvorming, hydrologische maatregelen, generiek en lokaal ammoniakbeleid en effectgerichte maatregelen) en jaarlijks terugkerende maatregelen (natuurbeheer, vergoeding vernattingschade)

Bij investeringen gaan we in principe uit van een termijn van 30 jaar afschrijving, m.u.v. grond, waarop niet wordt afgeschreven. Een investering in bijvoorbeeld een luchtwasser in 2008 brengt dus de volgende 30 jaar kosten met zich mee. De uitgave vindt alleen in 2008 plaats.

Tabel 31 geeft een overzicht van de te nemen maatregelen uit de Natuurverkenning. Bijlage 5 geeft details over het start- en eindjaar van de diverse maatregelen per kijkrichting. Op basis van deze aannamen worden de kosten verdeeld over de periode van 35 jaar (tot en met 2040).

Tabel 31 Globaal overzicht maatregelen per kijkrichting inclusief Nul- en Trendvariant

Maatregel	Kijkrichting				Nul	Trend
	Vitale Natuur	Beleefbare Natuur	Functionele Natuur	Inpasbare Natuur		
Beheer						
Regulier Beheer						
Extra Beheer						
Multifunctioneel beheer						
Herbeganzen EHS						
Aankoop						
SN functieverandering						
Inrichting						
Omvorming						
Milieuverbetering						
Generiek ammoniakbeleid						
Lokaal ammoniakbeleid						
EGM						
Verdrogingsbestrijding						
Compensatie vernatting						

Legenda: Groen: maatregelen ingezet, Geel: Geringe of beperkte inzet, Grijs: maatregel niet ingezet

Waar relevant wordt verondersteld dat de maatregelen over de gehele periode worden genomen en gelijkmatig verdeeld over de jaren (dat wil bijvoorbeeld zeggen ieder jaar evenveel hectares inrichting)

Maatregelen zijn verder onderling afhankelijk in de tijd. Inrichting van terreinen volgt pas na aankoop, en beheer volgt pas nadat de inrichting of de omvorming van terreinen is voltooid. Vernattingschade door het nemen van hydrologische maatregelen treedt pas op als hydrologische maatregelen zijn genomen. Bovendien blijft deze schade ook na afronding van de maatregelen optreden (permanent karakter)

Waar een herbegrenzing van de EHS (Functionele Natuur, Beleefbare Natuur, Vitale Natuur) optreedt is verondersteld dat dit betekent dat de EHS in 2040 compleet gereed is. Dit betekent dat, in vergelijking met het beleid in de Trend, 20 jaar extra tijd beschikbaar is. Ook het milieubeleid voor natuur leidt pas in 2040 tot de gewenste kwaliteit, waar dat in de Trend al in 2027 bereikt moet zijn (13 jaren extra).

De resultaten worden gepresenteerd in prijzen van 2005, en verdisconteerd met 2 discountvoeten: 2,5% en 5,5%.

De volgende paragrafen gaan nader in de uitgangspunten voor de bepaling van de kosten van de verschillende maatregelen. De basis voor de beschrijving hiervan is al in Leneman *et al.* (2011) gegeven en daarom wordt met name op de veranderingen ten opzichte van die studie ingegaan.

4.2 Beheer

4.2.1 Beheer natuur

De kosten voor het beheer van natuurterreinen zijn voor de Natuurverkenning geactualiseerd ten opzichte van Leneman *et al.* (2011). Deze actualisatie is ten eerste uitgevoerd omdat recentere gegevens beschikbaar zijn gekomen in het kader van het stelsel voor Natuur- en Landschapsbeheer (SNL). We gaan uit van de gegevens zoals die door de Commissie Verheijen (2009) zijn berekend.

Actualisatie van de beheerkosten biedt ook de mogelijkheid beter aan te sluiten bij het concept van de ecosysteemdiensten, zoals dat in de Natuurverkenning wordt gehanteerd. De beheerkosten zijn opgebouwd uit standaardkostprijzen, waarbinnen diverse maatregelen onderscheiden worden. Dit geeft ook de mogelijkheid de opbrengsten van het beheer (hout, biomassa) niet mee te nemen. Zo worden dubbeltellingen met de baten voorkomen.

De volgende uitgangspunten zijn gehanteerd:

- Het beheer wordt in eigen regie door derden (aannemers/loonwerkers) uitgevoerd.
- Het beheer omvat het benodigde beheer om de huidige kwaliteit van het beheertype in stand te houden.
- Kosten en opbrengsten zijn afzonderlijk berekend. Kosten zijn berekend op basis van het Alterra Normenboek Natuur, Bos en Landschap. Opbrengsten (verkoop van gewas als hout, riet, gras of graan) zijn gebaseerd op ervaringscijfers van SBB en van het LEI (houtopbrengsten).
- Het beheer van multifunctionele gronden is in handen van agrariërs. Daarom zijn daar de kosten voor het beheer verhoogd.

De kosten omvatten diverse onderdelen:

- Reguliere beheermaatregelen om het aanwezige kwaliteitsniveau binnen het beheertype in stand te houden.
- Begeleiding door de beheerder. Deze kosten zijn gesteld op 15% van de uitvoeringskosten.
- BTW. Het gemiddelde BTW percentage is gesteld op 6,2% van de totale kosten (inclusief de kosten voor eigen personeel e.d.).
- Onderhoud sloten, bestrijding ziekten en plagen die een gevaar voor de volksgezondheid vormen (zoals botulisme) en systematische boomcontrole.

Buiten de kostenberekeningen vallen de volgende maatregelen:

- Beheermaatregelen die met lage frequentie moeten worden uitgevoerd om het beheertype en de kwaliteit ervan in stand te houden.

- Effectgerichte Maatregelen (EGM/OBN). Eenmalig en grootschalig herstel van wegens milieudruk afgetakelde natuurgebieden, gericht op herstel van natuurwaarden meestal in verband met verdroging, vermesting en verzuring. Deze komen in 4.5 aan de orde.
- Beheermaatregelen die erop zijn gericht om de kwaliteit binnen het beheertype te verhogen
- Soort bevorderende maatregelen die bovenop het normale beheer worden uitgevoerd en speciaal gericht zijn op het behoud van bepaalde soorten.
- Maatregelen die aan zeer specifieke gebieden gebonden zijn, zoals onderhoud aan kaden en beschoeiingen langs waterwegen, veiligheidsmaatregelen in gebieden waar plotseling hoog water kan voorkomen, extra kosten voor het beheer van vaarland en de kosten voor beheer van wild in grote natuurlijke eenheden.
- Kosten die niet direct het uitvoeren van het beheer betreffen, zoals overleg met derden, gastheerschap, waterschapslasten, brandbestrijding, het runnen van een beheerkantoor.

In vergelijking met Leneman *et al.* (2011) betekent dit dat het reguliere beheer en het extra beheer samengevoegd zijn.

4.2.2 Beheer recreatie

Specifiek voor de kijkrichting gericht op beleving zijn de kosten van het beheer voor recreatie in gebracht in IKN. In de kijkrichting Beleefbare Natuur wordt een behoorlijk deel van de EHS voor recreatie gebruikt (bij de grote steden). Het gaat hier om tienduizenden hectares, die in de behoefte van de stedelingen moeten voorzien.

Dit betekent dat in de kijkrichting Beleefbare Natuur:

- Voor alle natuurtypen de normkosten voor openstelling worden toegevoegd aan de beheerkosten. Het gaat hier om de basisopenstelling bij terreinen met een basis inrichting.
- Voor de specifiek voor recreatie bedoelde terreinen twee situaties te onderscheiden zijn. Als het terrein nog moet worden ingericht, vindt dat volledig plaats als belevingsnatuur; hier zijn de beheerkosten aangenomen op basis van opengestelde recreatie om de stad gebieden (RodS gebieden. Als al ingerichte terreinen betreft is aangenomen dat 50% van beheer plaatsvindt als ware het opengestelde (RodS gebieden) en dat 50% wordt beheerd als belevingsnatuur)

4.2.3 SN-functieverandering

De Trendvariant moet een weerspiegeling geven van de kosten voor de realisatie van de EHS. Dit betekent dat in de kostenberekeningen ook de mogelijkheid moet worden ingebouwd terreinen in plaats van aan te kopen beschikbaar te stellen voor functiewijziging. Het gaat dan om natuurbeheer, waarbij particulieren (waaronder agrariërs) hun grond met functie landbouw - in de EHS - omzetten in grond met de bestemming en functie natuur. Tot nu toe is dit niet in de kostenberekeningen opgenomen.

Het gaat bij functieverandering om een blijvende functieverandering van gronden; de hoogte van de subsidie wordt berekend op basis van een kapitalisatie van het inkomensverlies als gevolg van de functieverandering van de betreffende gronden. De subsidie wordt verleend voor een periode van 30 jaar. De hoogte van de compensatie wordt bepaald op basis van de agrarische grondprijzen (getaxeerd) en wordt in principe in 30 jaarlijkse termijnen uitbetaald. Naast verandering van functie vindt beheer plaats. Ook kunnen deze terreinen eerst worden ingericht.

We nemen aan dat de compensatie voor de waardedaling gelijk is aan 80% van de agrarische waarde. Deze waarde is reeds in IKN opgenomen voor de aankoop van natuurterreinen.

4.3 Inrichting

4.3.1 Inrichting en aankoop scheiden

Tot nu toe (bijvoorbeeld in Leneman *et al.* (2011)) zijn voor de berekeningen van de kosten van het natuurbeleid de kosten van aankoop en de inrichting altijd tegelijk bepaald, beter gezegd: het uitgangspunt is dat een terrein na aankoop ook direct wordt ingericht. Dit blijkt in de praktijk niet het geval. Terreinen worden wel aangekocht, maar de inrichting laat erg lang op zich wachten, bijvoorbeeld omdat het voor een efficiënte inrichting beter is te wachten op de aankoop van andere (aangrenzende) percelen. Dit heeft er toe geleid dat de inrichting fors achterloopt bij de doelstellingen. Dit blijkt onder andere uit de 'nulmeting op kaart', die de DLG heeft uitgevoerd (DLG, 2009). Naar aanleiding van onduidelijkheden over de doelstellingen zijn in deze studie de realisaties per 1-1-2007 zo goed mogelijk ingeschat. Dit is gedaan voor de arealen (aankoop, inrichting en beheer) en voor de locatie.

Om in de Trendvariant de kosten voor de realisatie van de huidige taakstellingen voor de realisatie van de EHS zo goed mogelijk weer te geven, zijn daarom de kostenberekeningen aangepast zodat terreinen kunnen worden ingericht zonder aankoop.

4.3.2 Inrichting EHS: herziening kosten

Het rapport Berekening Normkosten Inrichting van de SSK (DLG, 2009) heeft de laatste inzichten over kosten van de inrichting van de EHS op een rij gezet. Deze kosten vormen een van de invoergegevens voor de berekeningen van de kosten. Dit geeft de mogelijkheid de gegevens in IKN te actualiseren en dit is voor de Natuurverkenning ook gedaan.

De veranderingen ten opzichte van de vorige gegevens over de inrichting betreffen:

1. Er is nu een bedrag per beheertype, i.p.v. natuurdoeltype.
2. Een regionale spreiding (West, Oost, Noord, Zuid) is beschikbaar.
3. Uitgangsjaar is nu 2009 (prijsspeil).

We staan stil bij enkele aannames op basis van het rapport van de DLG.

- A. De kosten in het rapport van de DLG bestaan uit
- Directe inrichtingskosten: kosten voor maatregelen in het te realiseren terrein.
 - Indirecte inrichtingskosten: kosten voor inrichtingsmaatregelen in de omgeving van het aan te leggen terrein; deze kosten worden voor heel Nederland en alle natuur constant verondersteld.
 - Samenhangende kosten: kosten voor andere functies, zodat realisatie van de het terrein mogelijk wordt (gebiedsgerichte aanpak); deze kosten worden voor heel Nederland en alle natuur constant verondersteld.

De directe kosten zijn via de SSK methode opnieuw ingeschat en geactualiseerd; de overige kosten zijn alleen via een indexering (GWW) ten opzichte van 2004 herberekend.

In IKN nemen we alleen de directe kosten mee bij de berekeningen voor de Natuurverkenning.

- B. DLG (2009) maakt in de methodiek onderscheid in kosten voor zes inrichtingspakketten:
- 1) Ontsluiting en beheer.
 - 2) Waterhuishouding.
 - 3) Groot Grondwerk.
 - 4) Beplanting.
 - 5) Overgangsbeheer en
 - 6) Recreatie. Vervolgens worden deze kosten over de natuurbeheertypen en over de regio's verdeeld naarmate de behoefte aan benodigde maatregelen ('weging').

We gaan uit van nationale gemiddelden en nemen deze berekening (en de weging) in principe over. Uitzondering hierop vormen de kosten van Waterhuishouding, omdat het niet duidelijk is in hoeverre de kosten voor Waterhuishouding zorgen voor een overlap met de kosten voor verdrogingsbestrijding, die immers ook in IKN zijn opgenomen. We laten deze kosten voor Waterhuishouding daarom weg.

Uit de bij het rapport gevoegde CD blijkt dat binnen het inrichtingspakket Ontsluiting en beheer ook enkele waterhuishoudkundige maatregelen zijn opgenomen (ongeveer 400 euro per hectare EHS). Ook deze kosten laten we achterwege.

4.3.3 Inrichting recreatiegebieden

Het rapport Berekening Normkosten Inrichting van de SSK (DLG, 2009) heeft eveneens de laatste inzichten over kosten van de inrichting van de RodS gebieden op een rij gezet. Omdat recreatie een van de belangrijke functies in de kijkrichtingen vormt en omdat de kosten voor inrichting voor recreatie fors hoger zijn dan de kosten voor inrichting voor natuur, nemen we deze mee in de Natuurverkenningberekeningen met IKN.

De kosten in het DLG-rapport bestaan uit directe inrichtingskosten (kosten voor maatregelen in het te realiseren terrein) en indirecte inrichtingskosten (kosten voor inrichtingsmaatregelen in de omgeving van het aan te leggen terrein). Deze laatste kosten laten we buiten beschouwing.

De directe kosten zijn opnieuw ingeschat en zo geactualiseerd en bedragen op basis van een mix van een intensieve (65%) en een extensieve situatie (35%) 70.972 euro. Daarbij komt een opslag voor de bereikbaarheid (8.000 euro) en BTW (16%). De totale kosten voor de inrichting van Recreatieterreinen bedragen daarmee 91.608 euro/ha.

4.4 Generiek ammoniakbeleid

Ook voor de kosten verbonden met generiek ammoniakbeleid geldt dat een actualisatie van de berekeningen uit Leneman *et al* (2011) heeft plaatsgevonden. Er zijn enkele redenen waarom de berekening voor de kosten van generieke depositie moest worden herzien.

Ten eerste blijkt dat de depositie op natuurgebieden lager is dan tot nu toe aangenomen (ipv 2.200 mol/ha is dit nu 1.800 mol/ha), zo geeft onderzoek van het PBL aan. Dit kan inhouden dat de verhouding tussen (lees: het belang van) 'generiek beleid' en 'lokaal beleid' verandert. Lokaal beleid wordt relatief belangrijker.

Verder worden stalaanpassingen in de varkenshouderij en de pluimveehouderij verplicht in 2013 en vormen als zodanig dan onderdeel van vastgesteld beleid. Folkert *et al* (2005) namen aan dat deze maatregelen onderdeel waren van voorgenomen beleid, en zo generieke maatregelen waren om de N depositie te reduceren.

Nieuwe inzichten komen ook uit de programmatische aanpak stikstof (PAS, uitvloeisel van de Natura 2000, Koelemeijer *et al*, 2010). Dit betreft laatste inzichten over de te nemen maatregelen (landbouw en daarbuiten) en effecten van deze maatregelen op depositie en kosten. De kosten van de maatregelen (in en buiten de landbouw) belopen zo'n 600 mln. euro. Voor de landbouw alleen gaat het om kosten ter waarde van zo'n 150 mln. euro, waarvan 50 mln. voor luchtwassers (Tabel 4.2 uit Koelemeijer *et al*, 2010).

Belangrijk hierbij is ook de inschatting van het te verwachten effect. Op basis van Folkert *et al*. (2005) was het te verwachten effect 750 mol /ha per jaar ingeschat (voor alle natuur in Nederland,

maatregelen landbouw en andere sectoren). De laatste inzichten uit het PAS geven een veel lager effect (minder dan 150 mol/ha per jaar). Hierbij moet wel rekening gehouden worden met te verwachten autonome ontwikkelingen en vastgesteld beleid, die samen een effect sorteren van plm. 200 mol/ha (Koelemeijer *et al.*, 2010, zie Figuur 3 hierin).

De implementatie van de wijzigingen is als volgt uitgevoerd. Drie trajecten van overschrijding zijn onderscheiden (zie de beschrijving van IKN in Schouten *et al.*, 2012). en uit Koelemeijer *et al.* (2010) zijn de kosten voor generieke maatregelen voor de landbouw afgeleid. Het eerste traject betreft het autonoom + vastgesteld beleid, met een effect van 200 mol/ha. De kosten bedragen 0 euro. Het tweede traject betreft een overschrijding van 200-245 mol/ha. De kosten voor dit traject bedragen 35 mln. euro/jr. Het derde traject, met een overschrijding van 245-290 mol/ha brengt kosten met zich mee van 99 mln euro/jr.

4.5 Effectgerichte maatregelen

Effectgerichte maatregelen (EGM) omvatten extra intensief beheer dat nodig is, omdat ondanks alle maatregelen er nog steeds teveel stikstof(depositie) op natuur is. Het zijn in de regel lokale maatregelen, om eenmalig de gevolgen van een teveel aan stikstofdepositie in natuurgebieden in te perken. De maatregelen zijn drastisch, en worden in de regel niet meer dan een keer per generatie genomen.

De jaarkosten hiervan zijn in IKN bepaald aan de hand van de studie van De Jong (2004) over de baten van ammoniakreductie voor het natuurbeheer. De jaarkosten hangen af van het natuurdoeltype en variëren van € 0,05 tot € 0,30 per mol NH₃ per hectare per jaar.

Uit de eerste berekeningen voor de NVK komt naar voren dat de kosten voor Effect Gerichte Maatregelen (EGM), in vergelijking met de kosten van andere maatregelen die de N depositie verminderen, laag zijn. Dit is opmerkelijk omdat in de regel EGM als een 'laatste' redmiddel, en dus als een dure maatregel (in termen van kosten per eenheid reductie van de ammoniakdepositie), wordt beschouwd. In feite is EGM nu dus een heel goedkope en bovendien kosteneffectieve maatregel, terwijl dat in de praktijk niet zo is of wordt gevoeld.

Het onderzoek van de Jong (2004) naar de vermeden kosten voor natuurbeheer als gevolg van een reductie van de stikstofdepositie vormt de basis voor de jaarkosten; het is mogelijk dat de kosten daarin nog teveel zijn afgeleid van 'normale' beheerinspanningen, die logischerwijs goedkoper moeten zijn.

Daarom is besloten deze kosten te herzien. De kijkrichtingen laten kosten voor EGM zien van 25-31 euro/hectare natuur. Op basis van Sival *et al.* (2002) leiden we af dat de gemiddelde uitgaven in de periode 1998-1999 695 euro/hectare natuur bedroegen. Er is dus sprake van een forse onderschatting van de kosten van EGM. Daarom corrigeren we op basis van het rapport van Sival *et al.* (2002).

4.6 Resultaten

De geschatte kosten voor de vier kijkrichtingen laten duidelijke verschillen zien (Tabel 32). Beleefbare Natuur heeft de hoogste kosten, Inpasbare Natuur de laagste. De kosten voor Vitale Natuur en Functionele Natuur lopen niet al te ver uiteen. Ten opzicht van de Trend (het realiseren van de EHS van 728.500 ha) is Beleefbare Natuur duidelijk duurder. De kosten voor Functionele Natuur en Vitale Natuur liggen in de orde van grootte van de kosten van Trendvariant, terwijl Inpasbare Natuur qua kosten(zoals te verwachten valt) ongeveer gelijk is aan het voortzetten van de situatie anno 2006 (Nul).

Tabel 32 Resultaten* van de kostenberekeningen voor de kijkrichtingen uit de Natuurverkenningen, plus de 'Nul' en de 'Trend' voor twee zichtjaren en twee discontovoeten

Kijkrichting	Zichtjaar	Geschatte kosten (mln. euro/jr) bij 2,5 en 5,5% discontovoet	
		2,5	5,5
		2,5	5,5
Vitale Natuur	2040	311,0	183,5
	2105	150,3	74,9
Functionele Natuur	2040	356,0	214,8
	2105	178,3	88,0
Beleefbare Natuur	2040	763,2	490,6
	2105	411,6	202,1
Inpasbare Natuur	2040	135,2	89,1
	2105	75,5	36,9
Nul	2040	145,8	96,0
	2105	80,1	39,5
Trend	2040	339,7	222,4
	2105	164,4	87,3

Kosten uitgedrukt in prijzen van 2005.

Tabel 33 geeft meer inzicht in de verschillen tussen de kijkrichtingen, omdat de kosten gesplitst worden in beheer, aankoop, inrichting en milieverbetering (reductie van de ammoniakemissie en hydrologische maatregelen).

Zoals uit Tabel 32 al bleek, is Beleefbare Natuur de kijkrichting met de hoogste kosten. Dit wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door de hoge jaarlijkse beheerkosten. Ook is de inrichting van nieuwe terreinen in Beleefbare Natuur duurder dan in de overige kijkrichtingen.

De kosten voor beheer zijn in Vitale Natuur laag, in vergelijking met de overige kijkrichtingen. De natuur in deze kijkrichting kan meer zijn gang gaan, zonder ingrijpen door de mens. Ook ten opzichte van de Nul- en de Trendvariant zijn de kosten voor beheer in Vitale Natuur laag.

Tabel 33 Kosten* voor de kijkrichtingen inclusief de 'Nul' en de 'Trend' voor beheer, aankoop, inrichting en milieverbetering (mln. euro, gem/jaar, periode 2006 tot 2040, discontovoet 2,5%)

Kijkrichting	Beheer	Aankoop	Inrichting	Milieverbetering
Vitale Natuur	€ 45,0	€ 99,2	€ 49,0	€ 117,9
Functionele Natuur	€ 107,6	€ 81,7	€ 49,7	€ 116,9
Beleefbare Natuur	€ 580,4	€ 22,1	€ 70,8	€ 89,7
Inpasbare Natuur	€ 131,7	€ 0,2	€ 3,4	€ 0,00
Nul	€ 140,0	€ 0,3	€ 5,6	€ 0,00
Trend	€ 227,5	€ 14,7	€ 13,8	€ 83,7

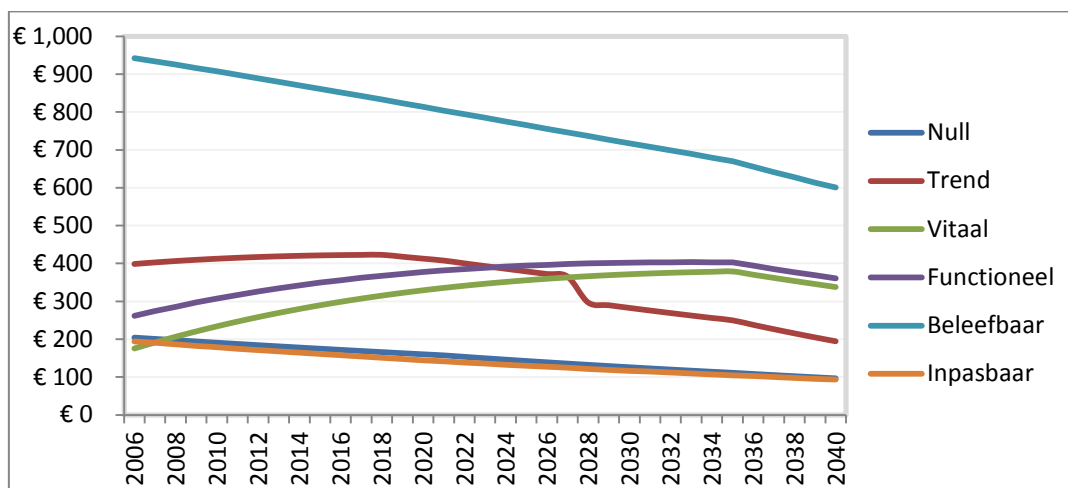
Kosten uitgedrukt in prijzen van 2005.

De herbegrenzing van de EHS betekent met name voor Vitale Natuur en Functionele Natuur extra kosten. Dit gaat enerzijds om de aankoop van natuurterreinen, anderzijds om het inrichten van deze terreinen. Ook stellen deze nieuwe natuurgebieden extra eisen (met extra te nemen maatregelen) vanuit milieuoogpunt, ten opzichte van de Trendvariant (en dus van niet herbegrenzen).

De kosten voor milieverbetering zijn in Vitale Natuur en Functionele Natuur het belangrijkste. In de overige kijkrichtingen zijn ze juist van geen of ondergeschikt belang.

Tijdens de analyses in de Natuurverkenning was er sprake van dat ruilgronden door de overheid verkocht zouden kunnen worden om delen van het natuurbeleid te kunnen realiseren. Bijlage 7 geeft een overzicht van de aanwezige ruilgronden per provincie. In totaal gaat het om 33.600 hectare.

Als we aannemen dat deze gronden van 2007-2018 verkocht worden tegen prijzen zoals die voor landbouwgrond betaald worden (en in IKN zijn opgenomen), betekent dit dat de kosten gemiddeld per jaar met 24-27 mln. euro (over de periode tot 2040) af zullen nemen.



Figuur 4 Kosten voor de kijkrichtingen in de periode van 2006-2040 (mln. euro/jr., prijzen 2005, discontovoet 2,5%)

Figuur 4 laat voor de periode tot 2040 het verloop van de kosten zien. Beleefbare Natuur is over de gehele periode de duurste kijkrichting, terwijl Inpasbare Natuur de goedkoopste is. Wel vertonen beide kijkrichtingen afnemende kosten vanwege de discontering.

De kosten voor Vitale Natuur en Functionele Natuur nemen tot 2035 toe en laten daarna een afname zien. De toename hangt samen met de investeringen (met name aankoop) die nodig zijn om de natuur te kunnen realiseren. De winst van deze richtingen (met goedkoper beheer) komt pas later tot uiting.

Opvallend is verder het verloop van de trend. De kosten nemen toe tot ongeveer 2020 (realisatie van de EHS), nemen dan langzaam af met een sprong rond 2027. Vanaf dat moment is het milieubeleid voor natuur niet meer nodig en vervallen de kosten daarvoor.

De curve van de Trendvariant snijdt de curves van Functionele en Vitale Natuur. De totale kosten van deze drie liggen (relatief) op een vergelijkbaar niveau; de Trendvariant is duurder tot 2025, en daarna wat goedkoper dan Functionele en Vitale Natuur. Na 2040 vallen de kosten in het voordeel van Vitale en Functionele Natuur uit, vanwege de lagere kosten voor beheer (zie Tabel 33).

5 Discussie en conclusies

Dit werkdocument biedt ten eerste een beeld van de werkzaamheden voor berekeningen van de kosten van de kijkrichtingen voor de Natuurverkenning. De aannames zijn toegelicht en de resultaten zijn in Hoofdstuk 4 gepresenteerd. Als tweede geeft het werkdocument een operationalisering van enkele ecosysteemdiensten, die leiden tot baten van natuur (hoofdstuk 3). Ook hier is een toelichting van de aannames en een presentatie en toelichting van de resultaten opgenomen. Het derde doel van dit document is het presenteren van kosten en baten in onderlinge samenhang.

Tabel 34 vat de belangrijkste resultaten van de kosten en batenberekeningen samen aan de hand van de indicatoren uit de Natuurverkenning. De kosten en baten in deze tabel zijn bepaald voor de periode tot 2040 voor zowel de vier kijkrichtingen als de Nul- en de Trendvariant

We zien dat het mogelijk is om kosten en baten van verschillende kijkrichtingen in kaart te brengen en deze te kunnen vergelijken.

Tabel 34 Resultaten duurzaam gebruik van natuur en kosten en besparingen voor de Natuurverkenning 2011 met zichtjaar 2040 (mln. euro/jr., discontovoet 2,5%)

Indicator	Nul variant	Trend variant	Vitale Natuur	Functionele Natuur	Beleefbare Natuur	Inpasbare Natuur
Duurzaam gebruik natuur						
Levering producten op duurzame wijze: hout	19	19	2	54	10	22
Levering energie op duurzame wijze: biomassa bos, gras, riet*	22-56	24-62	13-35	28-69	36-79	22-57
Koolstofvastlegging **	1-13	1-15	13-154	15-180	4-52	1-11
Kosten en besparingen						
Aankoop gronden	0,3	15	99	82	22	0,2
Inrichting	6	14	49	50	71	3
Natuurbeheer	140	228	45	108	580	132
Milieuverbetering	0	84	118	117	90	0

* Prijzen voor biomassa gras en riet 1,70 en 5,00 euro/GJ

** Prijzen voor CO₂ 4,10 en 50 euro per ton C

In Tabel 34 vallen enkele zaken op. Ten eerste zijn de kosten voor Beleefbare Natuur veel hoger dan de kosten voor de andere kijkrichtingen, wat met name door de kosten voor beheer, en in mindere mate voor inrichting wordt veroorzaakt. De verklaring voor deze hoge kosten kan gevonden worden in de uitgangspunten voor het beheer van recreatieterreinen. Het valt op dat in vergelijking met het beheer voor natuurterreinen weinig informatie over kosten van het beheer van recreatieterreinen beschikbaar is, en dat de informatie ook niet erg gedifferentieerd is. Een vergelijkbare situatie is voor de kosten van inrichting te constateren. Het is aan te bevelen om voor een volgende studie zoals een natuurverkenning meer inzicht te krijgen in de kosten van het beheer en de inrichting voor recreatie.

Overigens ligt het wel in de lijn der verwachting dat het beheer van recreatieterreinen duur is. In 2003 waren de kosten van gemeentelijk groen, als schatting voor de kosten van recreatieterrein, 0,92 euro per m² groen (cijfers uit de Databank Gemeentelijk Groen, 2005 van Alterra). Dit komt dus neer op zo'n 9.200 euro/ha. Het beheer van een gemiddeld natuurterrein kost iets meer dan 200 euro/ha.

De kosten voor beheer zijn in Vitale Natuur laag, in vergelijking met de overige kijkrichtingen. De natuur in deze kijkrichting kan meer zijn gang gaan, zonder ingrijpen door de mens. De herbegrenzing van de EHS betekent met name voor Vitale Natuur en Functionele Natuur extra kosten. Dit gaat enerzijds om de aankoop van natuurterreinen, anderzijds om het inrichten van deze terreinen. Ook stellen deze nieuwe natuurgebieden extra eisen (met extra te nemen maatregelen) vanuit milieuoogpunt. De kosten voor milieuverbetering zijn in Vitale Natuur en Functionele Natuur het belangrijkste. In de overige kijkrichtingen zijn ze juist van geen of ondergeschikt belang.

Verder geeft Tabel 34 informatie over slechts enkele baten van natuur (ecosysteemdiensten). In vergelijking met de volledige lijst (zie bijvoorbeeld Melman en Van der Heide, 2011) is de keuze op enkele regulerende diensten gevallen, en bovendien slechts diensten waarover binnen de randvoorwaarden van het natuurverkenningenproject (tijd en geld) uitspraken over zowel fysieke omvang als over de monetarisering gedaan konden worden. In het onderzoek is bijvoorbeeld ook aandacht geweest voor koolstofvastlegging in veengronden, maar deze dienst is uiteindelijk weggelaten, omdat voor de onderliggende data veel aannames gemaakt moesten worden en veel onderliggende data niet beschikbaar waren. Wel duiden de eerste schattingen van de fysieke effecten erop, dat de omvang van de koolstofvastlegging in veengronden, wat eigenlijk vermeden koolstofemissie (methaan) is door verhoging van de grondwaterstand, duidelijk hoger is dan de koolstofvastlegging in bos, gras en riet te samen. Het verdient daarom aanbeveling koolstofemissies uit veengronden in een vervoltraject nader te bestuderen.

In het werkdocument is met name de batenkant uitgewerkt, omdat de ontwikkelde werkwijze voor het inschatten van de fysieke effecten nieuw is. Van belang hierbij is met name de keuze tussen verschillende ecosysteemdiensten. Het beste voorbeeld is bos, dat voor koolstofvastlegging, energielevering en houtproductie gebruikt kan worden. Deze diensten kunnen echter niet altijd samen door het bos geleverd worden. Zo kan er niet en houtkap en koolstofvastlegging en energiebenutting plaatsvinden op hetzelfde bosperceel. In het onderzoek zijn hiertoe keuzes gemaakt welke dienst voorrang kreeg boven de andere dienst. Vanuit economisch oogpunt zouden de meeste rendabele diensten voorrang moeten krijgen, maar bepaalde beleidsdoelen – zoals emissiereductie van CO₂ – zou kunnen leiden tot een andere keuze.

Tabel 34 laat ook veel spreiding zien in de baten. Deze wordt met name veroorzaakt door dat aannames achter de ontwikkeling van (toekomstige) prijzen een behoorlijke bandbreedte laten zien. Deels wordt deze veroorzaakt door verschillende wijzen van schatten van een prijs. Dit is het geval bij biomassaenergie, waar een marktprijs vooralsnog ontbreekt. Voor CO₂-vastlegging is wel een marktprijs beschikbaar, maar die vertoont grote schommelingen en is momenteel (2013) vrijwel nul door problemen in het Europese ETS systeem.

De samenhang tussen kosten en baten wordt uit Tabel 34 niet direct duidelijk. Het meest concreet in dit werkdocument is de samenhang tussen kosten voor beheer en opbrengsten voor beheer van natuur. Deze opbrengsten bestaan voor een deel uit de baten, die uit de ecosysteemdiensten voortkomen (hout bijvoorbeeld).

Tabel 34 bevat veel minder indicatoren dan Tabel 2 in hoofdstuk 2, die de volledige set indicatoren waarmee de kijkrichtingen uit de Natuurverkenningen zijn beoordeeld, weergeeft. Het is daarom niet zinvol om in Tabel 34 kosten en baten met elkaar te gaan vergelijken. Het is beter de resultaten van de Natuurverkenning als geheel met elkaar in verband te zien. Deze zijn in Dammers *et al.* (2013) gepresenteerd.

Naast de informatie over duurzaam gebruik van natuur en over kosten en besparingen is in dit onderzoek ook aandacht besteed aan de kosten en baten van de kijkrichtingen voor de land- en tuinbouw. In principe kunnen we dit als secundaire kosten en baten beschouwen (Tabel 35). Ze vallen buiten het kader van de Natuurverkenning dat in Dammers *et al.* (2013) is gepresenteerd.

De berekening van de baten en kosten is uitgevoerd op basis van de kaartbeelden die beschikbaar waren voor de kijkrichtingen, in combinatie met gegevens over structuur en intensiteit van de land- en tuinbouw. Er is geen economisch model ingezet en het betreft hier dan ook ruwe schattingen, waarin geen rekening is gehouden met de aanwezige dynamiek in de land- en tuinbouw.

In vergelijking met de omvang van de kosten en baten in Tabel 34 zijn met name de kosten hoger. De afname van de netto toegevoegde waarde in de primaire land- en tuinbouw lijkt een belangrijk effect in vergelijking met de overige in dit document geanalyseerde effecten.

Tabel 35 Geschatte secundaire kosten en baten land- en tuinbouw (zichtjaar 2040, mln. euro/jr., discontovoet 2,5%) voor de kijkrichtingen, inclusief de Nul- en de Trendvariant

Kijkrichting	Afname Netto toegevoegde Waarde Primaire land- en tuinbouw (kosten)	Afname Netto toegevoegde waarde toeleverende en verwerkende industrie (kosten)	Vrijkomende arbeid en kapitaal primaire land- en tuinbouw (baten)
Vitale Natuur	171	163-206	58
Functionele Natuur	209	199-251	55
Beleefbare Natuur	150	142-180	32
Inpasbare Natuur	32	30-38	18
Nulvariant	32	30-39	18
Trendvariant	62	59-75	27

Naast de berekeningen voor 'landnatuur' zijn ook berekeningen voor de aquatische ecologie in de Natuurverkenning 2010-2040 opgenomen. De methodiek hiervoor is beschreven in Leneman *et al*, 2013. In de ontwikkelde methodiek zijn voor een deel maatregelen opgenomen die fysiek 'op het land' zijn, maar hun effect op de aquatische ecologie hebben. Zo hebben natuurvriendelijke oevers een positief effect op de kwaliteit van het water, en bestaan de kosten van deze maatregel uit de aankoop en inrichting van grond voor deze oever. Voor de methodiekontwikkeling wat betreft kosten is een scheiding tussen land en water nuttig onder meer om dubbeltellingen in de kosten te voorkomen. We kunnen deze dubbeltellingen in kosten wel voorkomen op basis van informatie over de precieze ligging van de maatregelen op land en in het water. Vanuit het bepalen van de effecten op de ecologie is het scheiden van land en water nog nodig, omdat de methode voor het berekenen van de effecten verschillend is.

Literatuur

- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen, P.J. van der Reest (1995). Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Wageningen, IKC Natuurbeheer, Rapport nr 11.
- Baritz, R. en S. Strich (2000). Forests and the National Greenhouse Gas Inventory of Germany. *Biotechn. Agron. Soc Environ* 4, 267-271.
- Berger, J.P., J. Luijt en M.J. Voskuilen (2010). Bedrijfsuitkomsten in de Nederlandse particuliere bosbouw over 2009. Den Haag, LEI, Rapport 2010-106.
- Bilt, W.G.M. van der, B. de Knecht, A. van Hinsberg & J. Clement (2012). Van visie tot kaartbeeld; de kijkrichtingen nader uitgewerkt. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu, WOt-werkdocument 279.
- Blaeij, A. de en S. Reinhard (2008). Een Waterpark als Alternatief; MKBA Aanleg Multifunctioneel Helofytenfilter op Waterpark Het Lankheet. Den Haag, LEI, Rapport 2008-061.
- Boone, J.A.; Bommel, K.H.M. van; Bos, E.J.; Wijk, M.N. van (2003). Natuurkostenmethodologie : inventarisatie van discussiepunten Den Haag, LEI, Rapport 3.03.01
- Commissie Verheijen (2009). Advies commissie Verheijen herberekening standaardkostprijzen. Concept Rapport LNV & IPO 30 jan 2009 (definitief 5 febr. 2009).
- CPB, MNP en RPB (2006). Welvaart en Leefomgeving. CPB, Den Haag/ MNP, Bilthoven/ RPB, Den Haag.
- Daatselaar, C.H.G., K. Hoogendam en K.J. Poppe (2009). De Economie van het Veenrietweidebedrijf; Een Quickscan voor West-Nederland. Utrecht, InnovatieNetwerk.
- Dammers, E., A. van Hinsberg, W. Wiersinga, P. van Egmond, J. Vader, D. Melman, W. van der Bilt en R. van Oostenbrugge (2013). Natuurverkenning 2010-2040. Achtergrondrapport. Den Haag, Planbureau voor de Leefomgeving, publicatienr. 500414010.
- DLG (2009). Berekening Normkosten Inrichting van de SSK .Utrecht, Dienst Landelijke Gebied.
- Folkert, R.J.M., E. Buringh, P. Hammingh, J. Aben, J. Beck, W. Blom, L. van Bree, R. van den Brink, E. Buijsman, M. van Esbroek, J.P. Hettelingh, H. van Jaarsveld, B. Jimmink, J. Matthijsen, A. van Hinsberg, R. Koelemeijer, J. Peters, J. de Ruiter, W.Smeets, S. van Tol, R. Thomas, G. Velders, K. van Velze, W. de Vries, K. Wieringa, H. van Zeijts (2005). Consequences for the Netherlands of the EU thematic strategy on air pollution, Bilthoven, Milieu- en Natuurplanbureau, MNP report 500034002/2005,
- Gaaff, A., M. Stroomman en S. Reinhard (2003). Kosten en baten van alternatieve inrichtingen van de Horstermeerpolder. Den Haag, LEI, Rapport 4.03.09.
- Geerling-Eiff, F. en H. van der Meulen (red.) (2008). Bedrijfsbeëindiging in de Land- en Tuinbouw; Op een Kruispunt en dan? Den Haag, LEI, Rapport 2008-001.
- Hilferink, M. & P. Rietveld (1999). Land Use Scanner: an integrated model for long term projections of land use in urban and rural areas *Journal of Geographical Systems*, 1(2): 155-177, 1999.
- IBO Natuur. (2010). Eindrapportage van de werkgroep IBO natuur Interdepartementaal beleidsonderzoek 2008-2009 nr 2.
- De Jong, J.J., G.W.W. Wamelink, H.F. van Dobben & M.N. van Wijk (2004). Benefits of deposition reduction for nature management. A nation-wide assessment of the relation between atmospheric

- deposition, ecological quality and avoidable management costs; Wageningen, Alterra, Alterra rapport 1051
- Jongeneel, R. en J. Vader (red) (2005). De Effecten van natuurprojecten op de economie: Financiële en economische analyse van kosten en baten. Wageningen, Leerstoelgroep Agrarische Economie en Plattelandbeleid. Wageningen UR.
- Knegt, B. de , M. van Eupen, A. van Hinsberg, R. Pouwels, M.J.S.M. Reijnen, S. de Vries, W.G.M. van der Bilt & S. van Tol (2011). Ecologische en recreatieve beoordeling van toekomstscenario's voor natuur op het land. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-werkdocument 269.
- Koelmeijer, R.B.A., R.D. van der Hoek, B. de Haan, E. Noordijk, E. Buijsman, J. Aben, H. van Jaarsveld, P. Hammingh, S. van Tol, G. Velders, W. de Vries, K. Wieringa (Planbureau voor de Leefomgeving), S. Reinhard, V. Linderhof, R. Michels, J. Helming, D. Oudendag, A. Schouten en L. van Staalduinen (LEI Wageningen UR) (2010). Verkenning van aanvullende maatregelen in het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof - Een verkenning van de gevolgen voor milieu en economie. LEI en Planbureau voor de Leefomgeving rapport 10-075 (publicatienummer: 500215001), Den Haag, LEI en Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.
- Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, J. Clement, R.A. Groeneveld, , J.J. de Jong, K. Oltmer, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk (2008). Kosteneffectiviteit terrestrische Ecologische Hoofdstructuur; Een eerste verkenning van mogelijke toepassingen. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-rapport 73.
- Kuik, O., L. Brander en M. Schaafsma (2006). Globale Batenraming van Natura 2000-gebieden. Amsterdam, Instituut voor Milieuvraagstukken, rapportnummer: 18 mei 2006.
- Kuiper, L. en G. Caron (2003). Energetische benutting van biomassa uit natuurterreinen Vakblad Natuurbeheer 1, 2003 pp 6-9
- Kuiper, L. en Oldenburger, J. (2006). Competitiveness of Dutch energy wood (Probos). Report Biomass Upstream Stuurgroep (BUS)
- Leneman, H. A.D. Schouten en R.W. Verburg (2011). Kosten van varianten van natuurbeleid-Vorbereiding voor de Natuurverkenningen Wageningen Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-werkdocument 220.
- Leneman, H. V. Linderhof, F. van Gaalen, R Michels en P. van Puijenbroe. (2012). Methoden voor de bepaling van kosten en effecten van maatregelen op aquatische ecologie; Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-werkdocument 345.
- LEI en CBS (2010). Landbouwcijfers 2010. Den Haag/Voorburg.
- Liekens, I., M. Schaafsma, J. Staes, R. Brouwer, L. De Nocker en P. Meire (2010). Economische Waardering van Ecosysteemdiensten – Een Handleiding. Studie in opdracht van het Departement LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid.
- MEA (2005). Ecosystems and Human Well-being; Synthesis. Washington DC, Island Press.
- Melman, Th.C.P. & C.M. van der Heide. (2011). Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning betekenis en perspectieven. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011, Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-rapport 111.
- Ministerie I&M (2009). Nationaal Waterplan 2009-2015. Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
- Minnesma M.E. en M. Hisschemöller. (2003). Biomassa - een wenkend Perspectief. Rapport R-03/02. Amsterdam, Instituut voor Milieuvraagstukken.

- Oostenbrugge, R. van (2011). Kijkrichtingen van de natuurverkenning. *Landschap* 28/4: 160-161.
- Oostenbrugge van R., P. van Egmond, E. Dammers, A. van Hinsberg, D. Melman, J. Vader en W. Wiersinga (2012). *Natuurverkenning 2010-2040 - Visies op de ontwikkeling van natuur en landschap*. PBL-publicatienummer 500414008, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.
- Pouwels, R., M. van Eupen & H. Kuipers (2012). *Meta-Natuurplanner 2.0*. Wageningen UR Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt- interne notitie 105
- Ruijgrok, E.C.M., R. Brouwer en H. Verbruggen (2004). *Waardering van Natuur, Water en Bodem in Maatschappelijke Kosten-Batenanalyses; Aanvulling op de Leidraad OEI*. Den Haag, Ministerie van LNV.
- Runhaar, J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, G.W.W Wamelink en E.P.A.G. Schouwenberg (2005). *Hotspots floristische biodiversiteit*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 9.
- Schelhaas, M.J., M.N. van Wijk en G.J. Nabuurs (2002). *Koolstofvastlegging in bossen: een kans voor de boseigenaar?* Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 553.
- Schouten, A.D., H. Leneman, R. Michels & R.W. Verburg (2012). *Instrumentarium Kosten Natuurbeleid (IKN). Status A*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 318.
- Sival, F.P., A. van Hinsberg, P.C. Jansen, D.J. van de Hoek, M. Esbroek (2002). *Overlevingsplan Bos en Natuur. Achtergronddocument bij de Natuurbalans 2001*. Bilthoven / Wageningen Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu en Alterra. Werkdocument Natuurplanbureau vestiging Wageningen, 2002/07.
- Spijker, J.H., H.W. Elbersen, J.J. de Jong, C.A. van den Berg en C.N. Niemeijer (2007). *Biomassa voor energie uit de Nederlandse Natuur*. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 1616.
- Tolkamp, G.W., C.A. van den Berg, G.J.M.M. Nabuurs en A.F.M. Olsthoorn (2006). *Kwantificering van beschikbare biomassa voor bio-energie uit Staatsbosbeheerterreinen*. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 1380.
- Vries, S. de & Goossen, C.M. (2002). *Recreatietekorten in de provincie Noord-Holland; en globaal zicht op de effectiviteit van de voorgestelde plannen tot 2020*. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 448.
- Wieringa, K. en R. van Oostenbrugge, (2010). *Vloek of zegen- herijking van het natuurbeleid*. *Landschap* 27/4: 227-233.
- Witteveen en Bos. (2006). *Kentallen Waardering Natuur, Water, Bodem en Landschap; Hulpmiddel bij MKBA's*. Rapport in opdracht van het ministerie van LNV. Witteveen en Bos, Rotterdam.

Bijlage 1 Totale koolstofvastlegging (in bijgroei en bodem) per jaar (in ton C/jaar) in bestaand bos, per natuurdoeltype in de verschillende kijkrichtingen

Naam	Nul	Trend	Beleving	Vitaal	Functioneel	Inpasbaar
Az-3.8 bosgemeenschappen van zeeklei	3675.9	3675.9	3675.9	3675.9	3675.9	3640.4
Du-3.11 hakhout	0.5	0.5	0.5	0.0	0.1	0.5
Du-3.12 bosgemeenschappen van kalkarm duin	6740.9	6740.9	6740.7	2885.6	6740.9	5834.5
Du-3.13 bosgemeenschappen van kalkrijk duin	10273.3	10273.3	10273.0	1.0	6879.1	9065.8
Du-3.14 bosgemeenschappen van de duinzoom	896.6	896.6	896.5	443.3	65.5	833.9
Du-3.16 park-stinzenbos	384.4	384.4	384.4	0.0	65.5	334.6
HI-3.10 bosgemeenschappen van helling en plateau	6932.0	6932.0	6932.0	6932.0	6932.0	6670.2
HI-3.11 bosgemeenschappen van bron en beek	649.5	649.5	649.5	0.3	326.9	620.4
HI-3.12 middenbos	122.2	122.2	122.2	0.0	61.8	117.8
Hz-3.12 hakhout	1.9	1.9	1.9	0.0	0.0	1.9
Hz-3.13 bosgemeenschappen van arme zandgrond	383942.7	383942.7	383941.6	207772.9	383942.7	370134.1
Hz-3.14 bosgemeenschappen van leemgrond	56765.4	56765.4	56762.9	56765.4	27653.4	52990.9
Hz-3.15 bosgemeenschappen van bron en beek	5852.8	5852.8	5852.8	5852.8	5852.8	5729.4
Hz-3.16 bosgemeenschappen van hoogveen	6141.0	6141.0	6139.7	5.4	6141.0	5080.9
Hz-3.17 middenbos	244.4	244.4	244.4	0.0	25.6	227.3
Hz-3.18 boombos	1176.4	1176.4	1176.4	0.0	0.7	1156.3
Hz-3.19 park-stinzenbos	2079.1	2079.1	2079.1	0.0	50.8	1786.8
Lv-3.10 bosgemeenschappen voedselarm hoogveen	5.4	5.4	5.4	5.4	4.8	5.1
Lv-3.8 hakhout en griend	5.8	5.8	5.6	0.0	0.0	5.2
Lv-3.9 bosgemeenschappen voedselrijk laagveen	5499.9	5499.9	5499.9	5499.9	5499.9	5252.5
Ri-3.10 bosgemeenschappen	5419.8	5419.8	5416.5	5419.8	5419.8	5312.4

Naam	Nul	Trend	Beleving	Vitaal	Functioneel	Inpasbaar
van rivierklei						
Ri-3.11 middenbos	211.0	211.0	211.0	0.0	10.2	196.0
Ri-3.12 park-stinzenbos	230.0	230.0	230.0	0.0	3.0	221.2
Ri-3.8 hakhout en griend	3286.6	3286.6	3283.8	0.0	9.1	3197.9
Ri-3.9 bosgemeenschappen van zandgrond	2952.7	2952.7	2952.7	2952.7	2808.6	2732.2
Zk-3.10 bosgemeenschappen van zeeklei	30754.1	30754.1	30748.5	30754.1	30754.1	29711.9
Zk-3.11 bosgemeenschappen van veen-op-klei	345.7	345.7	345.1	345.7	345.7	330.7
Zk-3.12 middenbos	15.2	15.2	15.2	15.2	0.0	14.9
Zk-3.13 park-stinzenbos	90.5	90.5	90.5	90.5	0.1	79.4
Zk-3.9 hakhout en griend	741.8	741.8	741.7	0.0	4.1	730.7

Bijlage 2 Totale koolstofvastlegging (in biomassa en bodem) na 35 jaar (in ton C) in nieuw bos, per natuurdoeltype in de verschillende kijkrichtingen

Natuurdoeltype	Trend	Beleving	Vitaal	Functioneel	Inpasbaar
Az-3.8 bosgemeenschappen van zeeklei	4003.7	7382.7	2629.3	43753.0	0.0
Du-3.11 hakhout	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Du-3.12 bosgemeenschappen van kalkarm duin	216.2	0.0	0.0	100391.9	0.0
Du-3.13 bosgemeenschappen van kalkrijk duin	403.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Du-3.14 bosgemeenschappen van de duinzoom	64.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Du-3.16 park-stinzenbos	21.8	128622.3	0.0	0.0	0.0
Hl-3.10 bosgemeenschappen van helling en plateau	4716.6	103293.0	136893.1	78338.5	0.0
Hl-3.11 bosgemeenschappen van bron en beek	362.8	0.0	0.0	0.0	0.0
Hl-3.12 middenbos	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Hz-3.12 hakhout	27.7	0.0	0.0	0.0	0.0
Hz-3.13 bosgemeenschappen van arme zandgrond	92402.3	0.0	0.0	11485700.7	0.0
Hz-3.14 bosgemeenschappen van leemgrond	41122.0	0.0	61167.4	0.0	0.0
Hz-3.15 bosgemeenschappen van bron en beek	1923.9	0.0	1759949.2	695381.1	0.0
Hz-3.16 bosgemeenschappen van hoogveen	4425.4	0.0	0.0	2272679.9	0.0
Hz-3.17 middenbos	21.6	0.0	0.0	0.0	0.0
Hz-3.18 boombos	96.7	0.0	0.0	0.0	0.0
Hz-3.19 park-stinzenbos	905.8	949344.9	0.0	0.0	0.0
Lv-3.10 bosgemeenschappen voedselarm hoogveen	0.0	0.0	26626.5	0.0	0.0
Lv-3.8 hakhout en griend	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Lv-3.9 bosgemeenschappen voedselrijk laagveen	2553.3	263673.0	854335.3	1909749.4	0.0
Ri-3.10 bosgemeenschappen van rivierklei	6177.0	0.0	5332809.5	3586130.2	0.0
Ri-3.11 middenbos	133.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Ri-3.12 park-stinzenbos	213.3	820381.6	0.0	0.0	0.0
Ri-3.8 hakhout en griend	3022.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Ri-3.9 bosgemeenschappen van zandgrond	1713.0	0.0	176875.9	0.0	0.0
Zk-3.10 bosgemeenschappen van zeeklei	23448.8	0.0	863912.2	391786.9	0.0
Zk-3.11 bosgemeenschappen van veen-op-klei	606.5	0.0	835337.1	1763.3	0.0
Zk-3.12 middenbos	0.0	0.0	6327.2	0.0	0.0
Zk-3.13 park-stinzenbos	10.5	3085234.9	171540.5	0.0	0.0
Zk-3.9 hakhout en griend	2320.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Bijlage 3 Totale koolstofvastlegging (in biomassa en bodem) na 100 jaar (in ton C) in nieuw bos, per natuurdoeltype in de verschillende kijkrichtingen

Natuurdoeltype	Trend	Beleving	Vitaal	Functioneel	Inpasbaar
Az-3.8 bosgemeenschappen van zeeklei	5360.4	9884.5	3520.3	58579.4	0.0
Du-3.11 hakhout	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Du-3.12 bosgemeenschappen van kalkarm duin	324.4	0.0	0.0	150653.0	0.0
Du-3.13 bosgemeenschappen van kalkrijk duin	604.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Du-3.14 bosgemeenschappen van de duinzoom	103.6	0.0	0.0	0.0	0.0
Du-3.16 park-stinzenbos	35.5	209097.4	0.0	0.0	0.0
Hl-3.10 bosgemeenschappen van helling en pla	7613.1	166725.6	220959.7	126446.4	0.0
Hl-3.11 bosgemeenschappen van bron en beek	592.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Hl-3.12 middenbos	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Hz-3.12 hakhout	41.6	0.0	0.0	0.0	0.0
Hz-3.13 bosgemeenschappen van arme zandgrond	134420.8	0.0	0.0	16708638.1	0.0
Hz-3.14 bosgemeenschappen van leemgrond	63446.5	0.0	94374.3	0.0	0.0
Hz-3.15 bosgemeenschappen van bron en beek	2863.9	0.0	2619918.3	1035167.2	0.0
Hz-3.16 bosgemeenschappen van hoogveen	6666.9	0.0	0.0	3423787.0	0.0
Hz-3.17 middenbos	35.9	0.0	0.0	0.0	0.0
Hz-3.18 boombos	172.7	0.0	0.0	0.0	0.0
Hz-3.19 park-stinzenbos	1472.7	1543467.0	0.0	0.0	0.0
Lv-3.10 bosgemeenschappen voedselarm hoogveen	0.0	0.0	46931.0	0.0	0.0
Lv-3.8 hakhout en griend	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Lv-3.9 bosgemeenschappen voedselrijk laagveen	4212.2	434985.1	1409409.0	3150540.8	0.0
Ri-3.10 bosgemeenschappen van rivierklei	8605.3	0.0	7429215.3	4995890.8	0.0
Ri-3.11 middenbos	181.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Ri-3.12 park-stinzenbos	348.0	1338672.6	0.0	0.0	0.0
Ri-3.8 hakhout en griend	3681.7	0.0	0.0	0.0	0.0
Ri-3.9 bosgemeenschappen van zandgrond	2521.6	0.0	260362.0	0.0	0.0
Zk-3.10 bosgemeenschappen van zeeklei	31405.5	0.0	1157059.2	524730.0	0.0
Zk-3.11 bosgemeenschappen van veen-op-klei	758.2	0.0	1044324.3	2204.4	0.0
Zk-3.12 middenbos	0.0	0.0	8730.9	0.0	0.0
Zk-3.13 park-stinzenbos	16.1	4731793.4	263089.9	0.0	0.0
Zk-3.9 hakhout en griend	2598.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Bijlage 4 Totale oogstbare biomassa energie (in GJ/ha) van jaarlijkse bijgroei van gras en riet, heide, en in bos (stam en takken apart) per natuurdoeltype

Cijfers ontleend aan Tolkamp *et al.* (2006)

Natuurdoeltype	Gras en riet	Heide	Bos (tak)	Bos (stam)
Az-3.1 open begroeiing van droge gronden	75.99	0.15	0.45	1.05
Az-3.2 open begroeiing van vochtige gronden	74.01	0.21	0.54	1.59
Az-3.3 zoute en brakke ruigte en grasland	75.99	0.15	0.45	1.05
Az-3.4 rietland en ruigte	74.01	0.21	0.54	1.59
Az-3.5 bloemrijk grasland	75.99	0.15	0.45	1.05
Az-3.6 struweel, mantel- en zoombegroeiing	62.74	0.12	1.27	2.83
Az-3.8 bosgemeenschappen van zeeklei	80.89	0.02	0.56	0.92
Az-4.1 grasland	74.01	0.21	0.54	1.59
Du-3.1 duinbeek	80.89	0.02	0.56	0.92
Du-3.10 struweel, mantel- en zoombegroeiing	62.74	0.12	1.27	2.83
Du-3.11 hakhout	80.89	0.02	0.56	0.92
Du-3.12 bosgemeenschappen van kalkarm duin	4.64	3.08	24.26	56.21
Du-3.13 bosgemeenschappen van kalkrijk duin	12.86	0.69	20.72	61.20
Du-3.14 bosgemeenschappen van de duinzoom	4.64	3.08	24.26	56.21
Du-3.16 park-stinzenbos	12.86	0.69	20.72	61.20
Du-3.2 duinmeer	4.64	3.08	24.26	56.21
Du-3.3 sluffer en groen strand	5.73	2.45	25.46	56.79
Du-3.4 duinrietland en -ruigte	5.73	2.45	25.46	56.79
Du-3.5 nat schraalgrasland	6.36	0.31	27.51	44.96
Du-3.6 bloemrijk grasland	12.86	0.69	20.72	61.20
Du-3.7 droog duingrasland en open duin	6.36	0.31	27.51	44.96
Du-3.8 droge duinheide	5.73	2.45	25.46	56.79
Du-3.9 natte/vochtige voedselarme duinvallei	6.36	0.31	27.51	44.96
Du-4.1 akker	3.22	0.50	20.99	48.65
Du-4.2 grasland	2.51	1.86	17.40	51.39
Gg-3.1 onbeheerde kwelder	3.22	0.50	20.99	48.65
Gg-3.2 beheerde kwelder	2.51	1.86	17.40	51.39
Hl-3.1 heuvellandbeek	3.22	0.50	20.99	48.65
Hl-3.10 bosgemeenschappen van helling en plateau	2.13	0.67	21.51	47.99
Hl-3.11 bosgemeenschappen van bron en beek	2.13	0.67	21.51	47.99
Hl-3.12 middenbos	5.29	0.61	25.28	41.31
Hl-3.2 zoet watergemeenschap	2.51	1.86	17.40	51.39
Hl-3.3 rietland en ruigte	5.29	0.61	25.28	41.31
Hl-3.4 kalkgrasland	2.13	0.67	21.51	47.99
Hl-3.5 droog loessgrasland	5.29	0.61	25.28	41.31
Hl-3.6 bloemrijk grasland	77.76	0.21	2.12	4.91
Hl-3.7 vochtig schraalgrasland	60.62	0.00	0.00	0.00
Hl-3.8 struweel, mantel- en zoombegroeiing	77.76	0.21	2.12	4.91
Hl-4.1 akker	77.76	0.21	2.12	4.91
Hl-4.2 grasland	62.46	1.00	5.23	11.67
Hz-3.1 laaglandbeek	62.46	1.00	5.23	11.67
Hz-3.10 vochtige heide en levend hoogveen	74.96	0.00	0.00	0.00
Hz-3.11 struweel, mantel- en zoombegroeiing	60.62	0.00	0.00	0.00
Hz-3.12 hakhout	74.96	0.00	0.00	0.00
Hz-3.13 bosgemeenschappen van arme zandgrond	62.46	1.00	5.23	11.67
Hz-3.14 bosgemeenschappen van leemgrond	74.96	0.00	0.00	0.00
Hz-3.15 bosgemeenschappen van bron en beek	16.12	0.44	22.57	52.31

Natuurdoeltype	Gras en riet	Heide	Bos (tak)	Bos (stam)
Hz-3.16 bosgemeenschappen van hoogveen	17.03	0.23	19.47	57.49
Hz-3.17 middenbos	16.12	0.44	22.57	52.31
Hz-3.18 boombos	17.03	0.23	19.47	57.49
Hz-3.19 park-stinzenbos	16.12	0.44	22.57	52.31
Hz-3.2 zoet watergemeenschap	42.92	0.00	8.00	17.85
Hz-3.3 rietland en ruigte	17.10	0.18	26.47	43.27
Hz-3.4 ven	17.03	0.23	19.47	57.49
Hz-3.5 droog grasland	17.10	0.18	26.47	43.27
Hz-3.6 bloemrijk grasland	42.92	0.00	8.00	17.85
Hz-3.7 vochtig schraalgrasland	17.10	0.18	26.47	43.27
Hz-3.8 open zand	12.95	0.30	20.72	48.02
Hz-3.9 droge heide	23.44	0.07	13.39	39.55
Hz-4.1 akker	12.95	0.30	20.72	48.02
Hz-4.2 grasland	23.44	0.07	13.39	39.55
Lv-3.1 zoet watergemeenschap	12.95	0.30	20.72	48.02
Lv-3.10 bosgemeenschappen voedselarm hoogveen	27.77	0.02	14.86	33.15
Lv-3.2 brak watergemeenschap	27.77	0.02	14.86	33.15
Lv-3.3 rietland en ruigte	41.05	0.00	0.00	0.00
Lv-3.4 nat schraalgrasland	23.44	0.07	13.39	39.55
Lv-3.5 bloemrijk grasland	41.05	0.00	0.00	0.00
Lv-3.6 veenheide	27.77	0.02	14.86	33.15
Lv-3.7 struweel	41.05	0.00	0.00	0.00
Lv-3.8 hakhout en griend	76.80	0.36	1.36	3.15
Lv-3.9 bosgemeenschappen voedselrijk laagveen	76.40	0.08	1.03	3.03
Lv-4.1 akker	76.80	0.36	1.36	3.15
Lv-4.2 grasland	76.40	0.08	1.03	3.03
Ri-3.1 rivier en nevengeul	76.80	0.36	1.36	3.15
Ri-3.10 bosgemeenschappen van rivierklei	26.70	0.06	0.53	1.18
Ri-3.11 middenbos	26.70	0.06	0.53	1.18
Ri-3.12 park-stinzenbos	74.31	0.00	0.00	0.00
Ri-3.2 plas en geïsoleerde strang	76.40	0.08	1.03	3.03
Ri-3.3 rietland en ruigte	74.31	0.00	0.00	0.00
Ri-3.4 nat schraalgrasland	26.70	0.06	0.53	1.18
Ri-3.5 stroomdalgrasland	74.31	0.00	0.00	0.00
Ri-3.6 rivierduin en slik	43.80	0.31	0.47	1.08
Ri-3.7 struweel, mantel- en zoombegroeiing	37.27	1.43	2.00	5.91
Ri-3.8 hakhout en griend	43.80	0.31	0.47	1.08
Ri-3.9 bosgemeenschappen van zandgrond	37.27	1.43	2.00	5.91
Ri-4.1 akker	43.80	0.31	0.47	1.08
Ri-4.2 grasland	37.45	1.19	1.45	3.23
Zk-3.1 zoet watergemeenschap	37.45	1.19	1.45	3.23
Zk-3.10 bosgemeenschappen van zeeklei	45.21	0.00	0.00	0.00
Zk-3.11 bosgemeenschappen van veen-op-klei	37.27	1.43	2.00	5.91
Zk-3.12 middenbos	45.21	0.00	0.00	0.00
Zk-3.13 park-stinzenbos	37.45	1.19	1.45	3.23
Zk-3.2 brak watergemeenschap	45.21	0.00	0.00	0.00
Zk-3.3 zoute en brakke ruigte en grasland	61.86	0.10	0.28	0.66
Zk-3.4 rietland en ruigte	57.72	0.93	0.38	1.13
Zk-3.5 nat schraalgrasland	61.86	0.10	0.28	0.66
Zk-3.6 bloemrijk grasland	57.72	0.93	0.38	1.13
Zk-3.7 veenheide	61.86	0.10	0.28	0.66
Zk-3.8 struweel, mantel- en zoombegroeiing	55.05	0.34	1.88	4.20
Zk-3.9 hakhout en griend	55.05	0.34	1.88	4.20
Zk-4.1 akker	117.47	0.01	0.18	0.29
Zk-4.2 grasland	57.72	0.93	0.38	1.13

Bijlage 5 Start- en eindejaarberekeningen per kijkrichting

Nul		
Maatregel	Startjaar	Eindjaar
Aankoop natuur		
Omvorming natuur-natuur	2006	2020
Omvorming landbouw-natuur		
Inrichting	2006	2020
Inrichting recreatieterreinen		
Beheer		
Regulier beheer	2006	2040 cq 2105
Extra beheer EHS		
Enmalig (effectgericht) beheer		
Multifunctioneel bosbeheer	2006	2040 cq 2105
Multifunctioneel graslandbeheer	2006	2040 cq 2105
Beheer voor recreatie		
Ammoniak		
Generiek beleid		
Lokaal beleid		
Verdroging		
TOP gebieden		
Overige gebieden		

Trend		
Maatregel	Startjaar	Eindjaar
Aankoop natuur	2006	2020
Omvorming natuur-natuur	2006	2020
Omvorming landbouw-natuur	2006	2020
Inrichting	2006	2020
Inrichting recreatieterreinen		
Beheer		
Regulier beheer	2006	2040 cq 2105
Extra beheer EHS	2006	2027
Enmalig (effectgericht) beheer	2006	2027
Multifunctioneel bosbeheer	2006	2040 cq 2105
Multifunctioneel graslandbeheer	2006	2040 cq 2105
Beheer voor recreatie		
Ammoniak		
Generiek beleid	2006	2027
Lokaal beleid	2006	2027
Verdroging		
TOP gebieden	2006	2027
Overige gebieden	2006	2027

Vitale Natuur		
Maatregel	Startjaar	Eindjaar
Aankoop natuur	2006	2040

Omvorming natuur-natuur	2006	2040
Omvorming landbouw-natuur	2006	2040
Inrichting	2006	2040
Inrichting recreatieterreinen		
Beheer		
Regulier beheer	2006	2040 cq 2105
Extra beheer EHS	2006	2040 cq 2105
Enmalig (effectgericht) beheer	2006	2040 cq 2105
Multifunctioneel bosbeheer		
Multifunctioneel graslandbeheer		
Beheer voor recreatie		
Ammoniak		
Generiek beleid	2006	2040
Lokaal beleid	2006	2040
Verdroging		
TOP gebieden	2006	2040
Overige gebieden	2006	2040

Functionele natuur		
Maatregel	Startjaar	Eindjaar
Aankoop natuur	2006	2040
Omvorming natuur-natuur	2006	2040
Omvorming landbouw-natuur	2006	2040
Inrichting	2006	2040
Inrichting recreatieterreinen		
Beheer		
Regulier beheer	2006	2040 cq 2105
Extra beheer EHS	2006	2040 cq 2105
Enmalig (effectgericht) beheer	2006	2027 cq 2105
Multifunctioneel bosbeheer		
Multifunctioneel graslandbeheer		
Beheer voor recreatie		
Ammoniak		
Generiek beleid		
Lokaal beleid		
Verdroging		
TOP gebieden		
Overige gebieden	2006	2040

Beleefbare Natuur		
Maatregel	Startjaar	Eindjaar
Aankoop natuur	2006	2040
Omvorming natuur-natuur	2006	2040
Omvorming landbouw-natuur	2006	2040
Inrichting	2006	2040
Inrichting recreatieterreinen	2006	2040
Beheer		
Regulier beheer	2006	2040 cq 2105
Extra beheer EHS	2006	2040 cq 2015
Enmalig (effectgericht) beheer	2006	2027
Multifunctioneel bosbeheer	2006	2040 cq 2105
Multifunctioneel graslandbeheer	2006	2040 cq 2105
Beheer voor recreatie	2006	2040 cq 2105

Ammoniak		
Generiek beleid		
Lokaal beleid	2006	2040
Verdroging		
TOP gebieden		
Overige gebieden	2006	2040

Inpasbare Natuur		
Maatregel	Startjaar	Eindjaar
Aankoop natuur		
Omvorming natuur-natuur		
Omvorming landbouw-natuur		
Inrichting		
Inrichting recreatieterreinen		
Beheer		
Regulier beheer	2006	2040 cq 2105
Extra beheer EHS		
Enmalig (effectgericht) beheer		
Multifunctioneel bosbeheer	2006	2040 cq 2105
Multifunctioneel graslandbeheer	2006	2040 cq 2105
Beheer voor recreatie		
Ammoniak		
Generiek beleid		
Lokaal beleid		
Verdroging		
TOP gebieden		
Overige gebieden		

Bijlage 6 Achtergronden van monetariseren

In deze bijlage gaan we kort in op het hoe en waarom van monetair waarderen (ofwel: monetariseren). Eerst wordt dieper ingegaan op het waarom van dit monetariseren. Waarom vinden we het nodig om het belang van natuur en biodiversiteit in geldelijke eenheden weer te geven? Daarna komt de hoe-vraag: hoe kan het belang van natuur en biodiversiteit in geld worden uitgedrukt?

Motieven voor monetarisering

De keuze voor een waarderingsmethode hangt vooral af van “wat er door wie gewaardeerd moet worden, en van het doel dat men met de waardering nastreeft.” (Ruijgrok *et al.*, 2004, p. 41). Welke doelen kunnen met monetarisering worden nagestreefd? Slootweg en Van Beukering (2008) geven een viertal motieven voor het in geld uitdrukken van ecosysteemdiensten (zie ook Pearce, 2001; Turner *et al.*, 2003):

1. *Signalering*: monetaire waardering ter ondersteuning van het economisch belang van ecosysteemdiensten, vaak met als uiteindelijk doel ‘duurzame ontwikkeling’ te stimuleren (zie bijv. Braat & Ten Brink, 2008). Hier zijn de eisen t.a.v. nauwkeurigheid van de berekende waarden relatief laag, het gaat om de orde van grootte die agendering van ecosysteemdiensten op de politieke agenda rechtvaardigt.
2. *Besluitvorming*: monetaire waardering ter ondersteuning van het beleid, bijv. voor het onderbouwen van de allocatie van schaarse middelen over verschillende doelen (zie bijv. Nunes & Van den Bergh, 2002; 2004; Van Delft *et al.*, 2007). Hier zijn de eisen t.a.v. nauwkeurigheid van de berekende waarden hoger dan bij de *signalering* omdat er tussen doelen moet kunnen worden afgewogen.
3. *Schadeberekening*: monetaire waardering als hulpmiddel om de schade te berekenen die aan een ecosysteem is toegebracht, bijvoorbeeld door olierampen met tankers (zie bijv. Carson *et al.*, 1992; 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. Hierbij gaat het overigens vaak niet om kosten voor herstel van het ecosysteem, maar om de inkomensschade die derden ondervinden doordat het ecosysteem bepaalde diensten niet meer levert.
4. *Duurzaamheids’ financiering*: monetaire waardering ter bepaling van het wenselijke belastings- of heffingsniveau om een duurzaam gebruik van ecosysteemdiensten te realiseren (Payment for Ecosystem Services, zie bijv. Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2007). De vereiste nauwkeurigheid hangt af van de beoogde werking: het genereren van corrigerende prikkels (vgl. *signalering*) of het genereren van inkomsten die toereikend moeten zijn om eventuele schade aan het ecosysteem te herstellen (vgl. *schadeberekening*).

Wanneer we wat dieper inzoomen op het doel waarvoor monetaire waardering vaak (zo niet het vaakst) wordt ingezet, namelijk het ondersteunen van de besluitvorming door ‘zachte waarden’ een volwaardige(r) plek te geven, dan is het goed te realiseren dat het beleid weinig gebaat is bij verkeerd en/of onvolledig gebruik van de monetariseringsmethoden. Bovendien, het ondersteunen van de besluitvorming kan op verschillende manieren, en hoeft niet per se via monetarisering te gebeuren. De drie meest gebruikte beleidsondersteunende instrumenten zijn:

- Maatschappelijke Kosten-Baten Analyse (MKBA), waarin alles onder één noemer wordt geschaard, namelijk euro’s. Hier is monetarisering onontbeerlijk. MKBA is het meest toegepaste beleidsondersteunende instrument.
- Multicriteria-analyse (MCA): elk ‘effect’ van een maatregel (zoals het effect van een snelweg door een natuurterrein) kan meegenomen worden in zijn/haar eigen dimensie (euro’s, aantal verloren diersoorten, reistijdwinst, etc.).
- Kosten-effectiviteitsanalyse (KEA): wat kost het om een bepaald effect te realiseren, of hoe kan ik met een bepaald bedrag een zo groot mogelijk effect behalen.

Monetarisering van ecosysteemdiensten is dus vooral bij MKBA's van belang. Dit besluitvormingsinstrument is momenteel populair onder beleidsmakers, omdat alles in één eenheid wordt uitgedrukt, namelijk euro's. Dat maakt het leven voor besluitvormers erg overzichtelijk. In de Natuurverkenning wordt, kort door de bocht geformuleerd, een MKBA gecombineerd met een MCA. De gemonetariseerde baten binnen de MKBA is hoofdonderwerp in deze paragraaf over baten.

Methoden van monetarisering

Er bestaan verschillende methoden van monetarisering. De belangrijkste staan hieronder beknopt beschreven (en verder staan er letterlijk boekenkasten vol met gedetailleerde beschrijven van de methoden). Maar voordat we op de verschillende methoden inzoomen, is het belangrijk te benadrukken dat elke methode, hoe wetenschappelijk onderbouwd ook⁸, zijn eigen voor- en nadelen heeft (zie bijvoorbeeld Diamond en Hausman, 1993; 1994; Bateman *et al.*, 2002; Stolwijk, 2004; Vatn, 2004).

Marktprijzen

De marktprijs van een bepaald goed of een bepaalde dienst is de resultante van vraag en aanbod. Als zodanig geeft deze prijs informatie over wat de vrager wil betalen voor het goed of de dienst – en dus wat zijn of haar betalingsbereidheid en daarmee preferentie is. Tegelijkertijd geeft de marktprijs aan wat de aanbieder van het goed (of dienst) wil ontvangen voor het product. De marktprijs is tevens een weerspiegeling van de productiefactoren, zoals arbeid en kapitaal, die zijn opgeofferd om het goed of de dienst te produceren. Veel ecosysteemdiensten hebben echter eigenschappen van een 'publiek goed' en worden daardoor niet of nauwelijks via markten verhandeld. Uitzondering zijn de productiediensten, zoals voedsel en vezels. Deze zijn vaak privaat van aard en de markt wordt vaak als meest geschikte allocatiemechanisme gezien. Van deze diensten is doorgaans (enigszins) bekend wat de kostprijs is om tot de dienst, zoals een ton graan, te komen.

Geuite voorkeuren ('stated preferences')

Bij deze categorie van waarderingsmethoden wordt individuen direct gevraagd naar hun preferenties. Daarom worden deze methoden ook wel directe waarderingsmethoden genoemd. Deze categorie van waarderingsmethoden heeft – in tegenstelling tot waarderingsmethoden die zijn gebaseerd op waargenomen marktgedrag (zie hierna) – de gunstige eigenschap dat naast de gebruikswaarde van natuur ook de zogenaamde niet-gebruikswaarde ervan in geld kan worden uitgedrukt.⁹ Methoden die gebruiken maken van geuite voorkeuren creëren een hypothetische markt. Ze peilen de betalingsbereidheid van respondenten voor een ecosysteemdienst. Het hypothetische karakter vormt meteen een veelbesproken nadeel van deze methoden. Het gaat bij de methode immers om de betalingsintentie en niet om de feitelijke betaling. De bedragen die de betalingsbereidheid van een respondent weergeven voor een bepaalde dienst hebben dus geen gevolgen voor het daadwerkelijke inkomen van de respondent. Daardoor worden de antwoorden van een respondent op vragen over betalingsbereidheid nogal eens bepaald door zaken als sociaal wenselijkheid, wat meteen de vraag oproept of de betalingsbereidheid wel een juiste weerspiegeling zijn van de ware preferenties van de respondent. Gevolg is dat er een vertekend, veelal overschat, beeld kan ontstaan.

⁸ Ter illustratie: Kenneth Arrow en Robert Solow, twee Nobelprijswinnaars Economie, hebben in 1993 een handleiding opgesteld waarmee door middel van 'contingent valuation' (ofwel 'geuite voorkeuren') de monetaire waarde van natuur in kaart gebracht kan worden. Deze handleiding vormt, aldus de onderzoekers, een goede basis voor betrouwbare monetaire schattingen van natuur. Daar denken twee andere economische prominenten echter anders over: Diamond en Hausman (1993; 1994) zien 'contingent valuation'-schattingen juist als erg onbetrouwbaar omdat ze gebaseerd zijn op vragen waarmee de betalingsbereidheid van respondenten wordt achterhaald voor het behoud of verbetering van de natuurlijke leefomgeving.

⁹ De gebruikswaarde is gerelateerd aan de betalingsbereidheid voor het werkelijke of geplande gebruik van een ecosysteemdienst door de gebruiker (respondent) zelf. Het consumentensurplus wordt standaard als maat gebruikt voor de gebruiksbaten, ofwel het maximumbedrag dat een consument bereid is te betalen voor een ecosysteemdienst verminderd met het werkelijk te betalen bedrag. De niet-gebruikswaarde heeft betrekking op de waarde die iemand ontleent aan de wetenschap dat een ecosysteemdienst wordt geleverd, zonder dat hij of zij zelf daadwerkelijk gebruik maakt van de dienst.

De meest gebruikte waarderingsmethode die gebruik maakt van weergegeven preferenties is de contingente waarderingsmethode (in het Engels: *contingent valuation method*). Een methode die tegenwoordig sterk in opmars is, is het zogeheten keuze experiment (*choice experiment*). Deze methoden worden vooral gebruikt voor het monetariseren van culturele en in mindere mate regulerende diensten.

Daadwerkelijk geopenbaarde voorkeuren ('revealed preferences')

Bij deze categorie van waarderingsmethoden worden de preferenties van mensen en hun bereidheid tot betalen afgeleid van hun gedrag op bestaande markten. Omdat bij deze categorie van waarderingsmethoden de economische waarde van natuur en milieu wordt afgeleid uit feitelijk waargenomen marktgedrag, worden deze methoden ook wel indirecte waarderingsmethoden genoemd. Met deze methoden kan enkel de gebruikswaarde worden gemeten. Ze zijn dus niet in staat de niet-gebruikswaarde van natuur te monetariseren, omdat deze waarde doorgaans niet in vertoond economisch gedrag tot uiting komt. De reiskostenmethode en de hedonische prijzen methode zijn de twee meest gebruikte waarderingsmethoden in deze categorie.

Zowel de methode van geuite voorkeuren als die van daadwerkelijk geopenbaarde voorkeuren kijken naar de betalingsbereidheid van huishouden voor een bepaalde ecosysteemdienst. Er zijn daarnaast ook methoden die gebaseerd zijn op de kosten die worden gemaakt voor het voorkomen, vermijden, bestrijden of herstellen van een kwaliteitsachteruitgang van een ecosysteemdienst (Kuik *et al.*, 2006). Deze zogeheten kostenmethoden, waarvan er verschillende bestaan (zie bijvoorbeeld Turner *et al.*, 1994) zijn gebaseerd op een kostenindicatie als proxy voor een batenanalyse, op basis van directe financiële kosten. Twee voorbeelden van kostenmethoden staan hieronder weergegeven: de methode van marginale schadekosten en die van marginale reductiekosten.

Marginale schadekosten

De marginale schadekost omvat de bijkomende kosten voor een extra eenheid schade die is toegebracht door een schadelijke stof. Als een verbetering van een regulerende ecosysteemdienst leidt tot minder schade aan de menselijke gezondheid of de economie, dan wordt de waarde van deze schadevermindering gebruikt om desbetreffende ecosysteemdienst te waarderen. Nadeel van deze methode is dat er specifieke informatie noodzakelijk is over de schade die stoffen toebrengen aan de menselijke gezondheid of de economie. Zo is het vrijwel ondoenlijk om de schadekosten voor klimaatverandering te bepalen. Deze methode is wel toegepast voor het monetariseren van een verminderde luchtverontreiniging – en dan met name fijnstof (zie Liekens *et al.*, 2010).

Marginale reductiekosten

De reductiekosten zijn de kosten van maatregelen die nodig zijn om bepaalde milieu- of natuurdoelstellingen te halen. De marginale reductiekost voor CO₂ omvat de kosten om uitstoot van CO₂ (meet bijvoorbeeld één ton) te reduceren. Als het Europese uitgangspunt is om de CO₂-emissies met 30% te verminderen in 2030 ten opzichte van 1990, dan omvat de marginale kost hiervan de kosten om de laatste ton CO₂ (equivalent) te reduceren zodanig dat deze reductiedoelstelling wordt gehaald. Dus, om de marginale reductiekosten te bepalen is het noodzakelijk te weten wat de specifieke milieudoelstellingen zijn en hoeveel de kosten van maatregelen bedragen om deze doelstellingen te bereiken, gerangschikt volgens kosten-effectiviteit. Het berekenen van de marginale reductiekosten voor CO₂, afgeleid van de marktprijzen voor verhandelbare emissierechten, veronderstelt dat deze prijzen gelijk zijn voor alle sectoren. In werkelijkheid echter is de markt voor verhandelbare emissierechten beperkt tot enkele economische sectoren. Domeinen die (vooralsnog) niet zijn opgenomen in de markt zijn bijvoorbeeld de transportsector, de gezinnen en de tertiaire sector. Daardoor weerspiegelen de marktprijzen van verhandelbare emissierechten niet de marginale reductiekosten voor de gehele economie.

Referenties

- Bateman I.J., Carson R.T., Day B.H., Hanemann W.M., Hanley N., Hett T., Jones-Lee M., Loomes G., Mourato S., Özdemiroglu E., Pearce D.W., Sugden R., Swanson J. (2002). Economic valuation with stated preference techniques: a manual. Edward Elgar Publishing, Cheltenham;
- 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. Alterra Wageningen UR, Wageningen.
- Carson, R.T., R.C. Mitchell, W.M. Hanemann, R.J. Kopp, S. Presser, Ruud, P.A. (1992). A Contingent Valuation Study of Lost Passive Use Values Resulting from the Exxon Valdez Oil Spill . Report to the Attorney General of the State of Alaska, November 1992.
- Cesar, H.S.J. & P.J.H. van Beukering (2004). Economic valuation of the coral reefs of Hawaii. *Pacific Science*, 58 (2): 231-242.
- Delft, A. van, Schot, M., Lingenberg, A., Van Veen, M., Verkennis, A., Buter, E., & Ruijgrok, E. (2007). Kosten-baten analyse groenblauwe dooradering Hoeksche Waard: eindrapportage. ECORYS/Witteveen & Bos, Rotterdam.
- Diamond, P.A., and J.A. Hausman (1993) "On Contingent Valuation Measurement of Nonuse Values" In Hausman, J., Ed., *Contingent Valuation: A Critical Assessment*. Amsterdam: North Holland Press, 1993, 3-38.
- Diamond, P.A. & J.A. Hausman (1994). Contingent valuation: is some number better than no number? *Journal of Economic Perspectives*, 8 (4): 45-64.
- Kuik, O., Brander, L., Schaafsma, M. (2006). Globale Batenraming van Natura 2000 gebieden. IVM Rapportnummer 18 mei 2006. Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam.
- Liekens I., Schaafsma M., Staes J., Brouwer R., De Nocker L., Meire P. (2010). Economische waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-natuur- en energiebeleid, maart 2010. D/2010/3241/065. Vlaams Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Antwerpen.
- 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.
- Pearce, D.W. (2001). The Economic Value of Forest Ecosystems. *Ecosystem Health* Vol. 7 (4). 284-296.
- Sánchez-Azofeifa, G. A., Pfaff, A., Robalino, J. A., Boomhower, J. P. (2007). Costa Rica's Payment for Environmental Services Program: Intention, Implementation, and Impact. *Conservation Biology*, 21: 1165–1173.
- 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.
- Turner, R.K., Paavola, J. , Cooper, P. , Farber, S., Jessamy, V., Georgiou, S. (2003). Valuing nature: Lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*, 46 (3) 493–510.
- Vatn, A. (2004). Valuation and rationality. *Land Economics*, 80 (Feb.): 1-18.

Bijlage 7 Ruilgronden per provincie

De ruilgronden zijn als volgt over de provincies verdeeld (bron: DLG).

Provincie	Ha
	26
Drenthe	5441
Flevoland	213
Friesland	3614
Gelderland	4820
Groningen	4330
Limburg	2772
Noord-Brabant	2157
Noord-Holland	1701
Overijssel	4308
Utrecht	1178
Zeeland	610
Zuid-Holland	2430

Verschenen documenten in de reeks Werkdocumenten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu vanaf 2010

Werkdocumenten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, te Wageningen. T 0317 – 48 54 71; E info.wnm@wur.nl

De werkdocumenten zijn ook te downloaden via de WOT-website www.wageningenUR.nl/wotnatuurenmilieu

2010

- 174** *Boer de, S., M.J. Bogaardt, P.H. Kersten, F.H. Kistenkas, M.G.G. Neven & M. van der Zouwen.* Zoektocht naar nationale beleidsruimte in de EU-richtlijnen voor het milieu- en natuurbeleid. Een vergelijking van de implementatie van de Vogel- en Habitatrichtlijn, de Kaderrichtlijn Water en de Nitraatrichtlijn in Nederland, Engeland en Noordrijn-Westfalen
- 175** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-001 – Koepel
- 176** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 177** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 178** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-005 – M-AVP
- 179** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-006 – Natuurplanbureauafunctie
- 180** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-007 – Milieuplanbureauafunctie
- 181** *Annual reports for 2009;* Programme WOT-04
- 182** *Oenema, O., P. Bikker, J. van Ham, E.A.A. Smolders, L.B. Sebek, M. van den Berg, E. Stehfest & H. Westhoek.* Quicksan opbrengsten en efficiëntie in de gangbare en biologische akkerbouw, melkveehouderij, varkenshouderij en pluimveehouderij. Deelstudie van project 'Duurzame Eiwitvoorziening'
- 183** *Smits, M.J.W., N.B.P. Polman & J. Westerink.* Uitbreidingsmogelijkheden voor groene en blauwe diensten in Nederland; Ervaringen uit het buitenland
- 184** *Dirkx, G.H.P. (red.).* Quick responsefunctie 2009. Verslag van de werkzaamheden
- 185** *Kuhlman, J.W., J. Luijt, J. van Dijk, A.D. Schouten & M.J. Voskuilen.* Grondprijkskaarten 1998-2008
- 186** *Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, N.B.P. Polman, E. Lianouridis, H. Leneman & M.P.W. Sonneveld.* Rol en betekenis van commissies voor gebiedsgericht beleid
- 187** *Temme, A.J.A.M. & P.H. Verburg.* Modelling of intensive and extensive farming in CLUE
- 188** *Vreke, J.* Financieringsconstructies voor landschap
- 189** *Slangen, L.H.G.* Economische concepten voor beleidsanalyse van milieu, natuur en landschap
- 190** *Knotters, M., G.B.M. Heuvelink, T. Hoogland & D.J.J. Walvoort.* A disposition of interpolation techniques
- 191** *Hoogeveen, M.W., P.W. Blokland, H. van Kernebeek, H.H. Luesink & J.H. Wisman.* Ammoniakemissie uit de landbouw in 1990 en 2005-2008
- 192** *Beekman, V., A. Pronk & A. de Smet.* De consumptie van dierlijke producten. Ontwikkeling, determinanten, actoren en interventies.
- 193** *Polman, N.B.P., L.H.G. Slangen, A.T. de Blaeij, J. Vader & J. van Dijk.* Baten van de EHS; De locatie van recreatiebedrijven
- 194** *Veeneklaas, F.R. & J. Vader.* Demografie in de Natuurverkenning 2011; Bijlage bij WOT-paper 3
- 195** *Wascher, D.M., M. van Eupen, C.A. Mûcher & I.R. Geijzendorffer.* Biodiversity of European Agricultural landscapes. Enhancing a High Nature Value Farmland Indicator
- 196** *Apeldoorn van, R.C., I.M. Bouwma, A.M. van Doorn, H.S.D. Naeff, R.M.A. Hoefs, B.S. Elbersen & B.J.R. van Rooij.* Natuurgebieden in Europa: bescherming en financiering
- 197** *Brus, D.J., R. Vasat, G. B. M. Heuvelink, M. Knotters, F. de Vries & D. J. J. Walvoort.* Towards a Soil Information System with quantified accuracy; A prototype for mapping continuous soil properties
- 198** *Groot, A.M.E. & A.L. Gerritsen, m.m.v. M.H. Borgstein, E.J. Bos & P. van der Wielen.* Verantwoording van de methodiek Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 199** *Bos, E.J. & M.H. Borgstein.* Monitoring Gesloten voer-mest kringlopen. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 200** *Kennismarkt 27 april 2010;* Van onderbouwend onderzoek Wageningen UR naar producten Planbureau voor de Leefomgeving
- 201** *Wielen van der, P.* Monitoring Integrale duurzame stallen. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 202** *Groot, A.M.E. & A.L. Gerritsen.* Monitoring Functionele agrobiodiversiteit. Achtergrond-document bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 203** *Jongeneel, R.A. & L. Ge.* Farmers' behavior and the provision of public goods: Towards an analytical framework
- 204** *Vries, S. de, M.H.G. Custers & J. Boers.* Storende elementen in beeld; de impact van menselijke artefacten op de landschapsbeleving nader onderzocht
- 205** *Vader, J. J.L.M. Donders & H.W.B. Bredenoord.* Zicht op natuur- en landschapsorganisaties; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 206** *Jongeneel, R.A., L.H.G. Slangen & N.B.P. Polman.* Groene en blauwe diensten; Een raamwerk voor de analyse van doelen, maatregelen en instrumenten
- 207** *Letourneau, A.P., P.H. Verburg & E. Stehfest.* Global change of land use systems; IMAGE: a new land allocation module
- 208** *Heer, M. de.* Het Park van de Toekomst. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 209** *Knotters, M., J. Lahr, A.M. van Oosten-Siedlecka & P.F.M. Verdonschot.* Aggregation of ecological indicators for mapping aquatic nature quality. Overview of existing methods and case studies
- 210** *Verdonschot, P.F.M. & A.M. van Oosten-Siedlecka.* Graadmeters Aquatische natuur. Analyse gegevenskwaliteit Limnodata
- 211** *Linderhof, V.G.M. & H. Leneman.* Quicksan kosteneffectiviteitsanalyse aquatische natuur
- 212** *Leneman, H., V.G.M. Linderhof & R. Michels.* Mogelijkheden voor het inbrengen van informatie uit de 'KRW database' in de 'KE database'
- 213** *Schrijver, R.A.M., A. Corporaal, W.A. Ozinga & D. Rudrum.* Kosteneffectieve natuur in landbouwgebieden; Methode om effecten van maatregelen voor de verhoging van biodiversiteit in landbouwgebieden te bepalen, een test in twee gebieden in Noordoost-Twente en West-Zeeuws-Vlaanderen
- 214** *Hoogland, T., R.H. Kemmers, D.G. Cirkel & J. Hunink.* Standplaatsfactoren afgeleid van hydrologische model uitkomsten; Methode-ontwikkeling en toetsing in het Drentse Aa-gebied
- 215** *Agricola, H.J., R.M.A. Hoefs, A.M. van Doorn, R.A. Smidt & J. van Os.* Landschappelijke effecten van ontwikkelingen in de landbouw
- 216** *Kramer, H., J. Oldengarm & L.F.S. Roupioz.* Nederland is groener dan kaarten laten zien; Mogelijkheden om 'groen' beter te inventariseren en monitoren met de automatische classificatie van digitale luchtfoto's
- 217** *Raffe, J.K. van, J.J. de Jong & G.W.W. Wamelink (2011).* Kostenmodule Natuurplanner; functioneel ontwerp en software-validatie
- 218** *Hazeu, G.W., Kramer, H., J. Clement & W.P. Daamen (2011).* Basiskaart Natuur 1990rev
- 219** *Boer, T.A. de.* Waardering en recreatief gebruik van Nationale Landschappen door haar bewoners
- 220** *Leneman, H., A.D. Schouten & R.W. Verburg.* Varianten van natuurbeleid: voorbereidende kostenberekeningen; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 221** *Knegt, B. de, J. Clement, P.W. Goedhart, H. Sierdsema, Chr. van Swaay & P. Wiersma.* Natuurkwaliteit van het agrarisch gebied

- 222** *Kamphorst, D.A. & M.M.P. van Oorschot.* Kansen en barrières voor verduurzaming van houtketens
- 223** *Salm, C. van der & O.F. Schoumans.* Langetermijneffecten van verminderde fosfaatgiften
- 224** *Bikker, P., M.M. van Krimpen & G.J. Rummelink.* Stikstofverteerbaarheid in voeders voor landbouwhuisdieren; Berekeningen voor de TAN-excretie
- 225** *M.E. Sanders & A.L. Gerritsen (red.).* Het biodiversiteitsbeleid in Nederland werkt. Achtergronddocument bij Balans van de Leefomgeving 2010
- 226** *Bogaart, P.W., G.A.K. van Voorn & L.M.W. Akkermans.* Evenwichtsanalyse modelcomplexiteit; een verkennende studie
- 227** *Kleunen A. van, K. Koffijberg, P. de Boer, J. Nienhuis, C.J. Camphuysen, H. Schekkerman, K.H. Oosterbeek, M.L. de Jong, B. Ens & C.J. Smit (2010).* Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee in 2007 en 2008
- 228** *Salm, C. van der, L.J.M. Boumans, D.J. Brus, B. Kempen & T.C. van Leeuwen.* Validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE met meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) en de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK).
- 229** *Dijkema, K.S., W.E. van Duin, E.M. Dijkman, A. Nicolai, H. Jongerius, H. Keegstra, L. van Egmond, H.J. Venema & J.J. Jongsma.* Vijftig jaar monitoring en beheer van de Friese en Groninger kwelderwerken: 1960-2009
- 230** *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-001 – Koepel
- 231** *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 232** *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 233** *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-005 – M-AVP
- 234** *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-006 – Natuurplanbureaufunctie
- 235** *Jaarrapportage 2010.* WOT-04-007 – Milieuplanbureaufunctie
- 236** *Arnouts, R.C.M. & F.H. Kistenkas.* Nederland op slot door Natura 2000: de discussie ontrafeld; Bijlage bij WOT-paper 7 – De deur klemt
- 237** *Harms, B. & M.M.M. Overbeek.* Bedrijven aan de slag met natuur en landschap; relaties tussen bedrijven en natuurorganisaties. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 238** *Agricola, H.J. & L.A.E. Vullings.* De stand van het platteland 2010. Monitor Agenda Vitaal Platteland; Rapportage Midterm meting Effectindicatoren
- 239** *Klijn, J.A.* Wisselend getij. Omgang met en beleid voor natuur en landschap in verleden en heden; een essayistische beschouwing. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 240** *Corporaal, A., T. Denters, H.F. van Dobben, S.M. Hennekens, A. Klimkowska, W.A. Ozinga, J.H.J. Schaminée & R.A.M. Schrijver.* Stenoeciteit van de Nederlandse flora. Een nieuwe parameter op grond van ecologische amplitudo's van de Nederlandse plantensoorten en toepassingsmogelijkheden
- 241** *Wamelink, G.W.W., R. Jochem, J. van der Graft-van Rossum, C. Grashof-Bokdam, R.M.A. Wegman, G.J. Franke & A.H. Prins.* Het plantendispersiemodel DIMO. Verbetering van de modellering in de Natuurplanner
- 242** *Klimkowska, A., M.H.C. van Adrichem, J.A.M. Jansen & G.W.W. Wamelink.* Bruikbaarheid van WNK-monitoringgegevens voor EC-rapportage voor Natura 2000-gebieden. Eerste fase
- 243** *Goossen, C.M., R.J. Fontein, J.L.M. Donders & R.C.M. Arnouts.* Mass Movement naar recreatieve gebieden; Overzicht van methoden om bezoekersaantallen te meten
- 244** *Spruijt, J., P.M. Spoorenberg, J.A.J.M. Rovers, J.J. Slabbekoorn, S.A.M. de Kool, M.E.T. Vlaswinkel, B. Heijne, J.A. Hiemstra, F. Nouwens & B.J. van der Sluis.* Milieueffecten van maatregelen gewasbescherming
- 245** *Walker, A.N. & G.B. Woltjer.* Forestry in the Magnet model.
- 246** *Hoefnagel, E.W.J., F.C. Buisman, J.A.E. van Oostenbrugge & B.I. de Vos.* Een duurzame toekomst voor de Nederlandse visserij. Toekomstscenario's 2040
- 247** *Buurma, J.S. & S.R.M. Janssens.* Het koor van adviseurs verdient een dirigent. Over kennisverspreiding rond phytophthora in aardappelen
- 248** *Verburg, R.W., A.L. Gerritsen & W. Nieuwenhuizen.* Natuur meekoppelen in ruimtelijke ontwikkeling: een analyse van sturingsstrategieën voor de Natuurverkenning.
- Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 249** *Kooten, T. van & C. Klok.* The Mackinson-Daskalov North Sea EcoSpace model as a simulation tool for spatial planning scenarios
- 250** *Bruggen van, C., C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen, J.F.M. Huijsmans, S.M. van der Sluis & G.L. Velthof.* Ammoniakemissie uit dierlijke mest en kunstmest 1990-2008. Berekeningen met het Nationaal Emissiemodel voor Ammoniak (NEMA)
- 251** *Bruggen van, C., C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen, J.F.M. Huijsmans, S.M. van der Sluis & G.L. Velthof.* Ammoniakemissie uit dierlijke mest en kunstmest in 2009. Berekeningen met het Nationaal Emissiemodel voor Ammoniak (NEMA)
- 252** *Randen van, Y., H.L.E. de Groot & L.A.E. Vullings.* Monitor Agenda Vitaal Platteland vastgelegd. Ontwerp en implementatie van een generieke beleidsmonitor
- 253** *Agricola, H.J., R. Reijnen, J.A. Boone, M.A. Dolman, C.M. Goossen, S. de Vries, J. Roos-Klein Lankhorst, L.M.G. Groenemeijer & S.L. Deijl.* Achtergronddocument Midterm meting Effectindicatoren Monitor Agenda Vitaal Platteland
- 254** *Buiteveld, J. S.J. Hiemstra & B. ten Brink.* Modelling global agrobiodiversity. A fuzzy cognitive mapping approach
- 255** *Hal van R., O.G. Bos & R.G. Jak.* Noordzee: systeemdynamiek, klimaatverandering, natuurtypen en benthos. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 256** *Teal, L.R.* The North Sea fish community: past, present and future. Background document for the 2011 National Nature Outlook
- 257** *Leopold, M.F., R.S.A. van Bemmelen & S.C.V. Geelhoed.* Zeevogels op de Noordzee. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 258** *Geelhoed, S.C.V. & T. van Polanen Petel.* Zeezoogdieren op de Noordzee. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 259** *Kuijs, E.K.M. & J. Steenbergen.* Zoet-zoutovergangen in Nederland; stand van zaken en kansen voor de toekomst. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 260** *Baptist, M.J.* Zachte kustverdediging in Nederland; scenario's voor 2040. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 261** *Wiersinga, W.A., R. van Hal, R.G. Jak & F.J. Quirjns.* Duurzame kottervisserij op de Noordzee. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 262** *Wal J.T. van der & W.A. Wiersinga.* Ruimtegebruik op de Noordzee en de trends tot 2040. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 263** *Wiersinga, W.A. J.T. van der Wal, R.G. Jak & M.J. Baptist.* Vier kijkrichtingen voor de mariene natuur in 2040. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 264** *Bolman, B.C. & D.G. Goldsborough.* Marine Governance. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 265** *Bannink, A.* Methane emissions from enteric fermentation in dairy cows, 1990-2008; Background document on the calculation method and uncertainty analysis for the Dutch National Inventory Report on Greenhouse Gas Emissions
- 266** *Wyngaert, I.J.J. van den, P.J. Kuikman, J.P. Lesschen, C.C. Verwer & H.H.J. Vreuls.* LULUCF values under the Kyoto Protocol; Background document in preparation of the National Inventory Report 2011 (reporting year 2009)
- 267** *Helming, J.F.M. & I.J. Terluin.* Scenarios for a cap beyond 2013; implications for EU27 agriculture and the cap budget.
- 268** *Woltjer, G.B.* Meat consumption, production and land use. Model implementation and scenarios.
- 269** *Knegt, B. de, M. van Eupen, A. van Hinsberg, R. Pouwels, M.S.J.M. Reijnen, S. de Vries, W.G.M. van der Bilt & S. van Tol.* Ecologische en recreatieve beoordeling van toekomstscenario's van natuur op het land. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.
- 270** *Bos, J.F.F.P., M.J.W. Smits, R.A.M. Schrijver & R.W. van der Meer.* Gebiedsstudies naar effecten van vergroening van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid op bedrijfseconomie en inpassing van agrarisch natuurbeheer.
- 271** *Donders, J., J. Luttkik, M. Goossen, F. Veeneklaas, J. Vreke & T. Wejschede.* Waar gaat dat heen? Recreatiemotieven, landschapskwaliteit en de oudere wandelaar. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.
- 272** *Voorn G.A.K. van & D.J.J. Walvoort.* Evaluation of an evaluation list for model complexity.

- 273** *Heide, C.M. van der & F.J. Sijtsma*. Maatschappelijke waardering van ecosysteemdiensten; een handreiking voor publieke besluitvorming. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 274** *Overbeek, M.M.M., B. Harms & S.W.K. van den Burg (2012)*. Internationale bedrijven duurzaam aan de slag met natuur en biodiversiteit.; voorstudie bij de Balans van de Leefomgeving 2012.
- 275** *Os, J. van; T.J.A. Gies; H.S.D. Naeff; L.J.J. Jeurissen*. Emissieregistratie van landbouwbedrijven; verbeteringen met behulp van het Geografisch Informatiesysteem Agrarische Bedrijven.
- 276** *Walsum, P.E.V. van & A.A. Veldhuizen*. MetaSWAP_V7_2_0; Rapportage van activiteiten ten behoeve van certificering met Status A.
- 277** *Kooten T. van & S.T. Glorius*. Modeling the future of het North Sea. An evaluation of quantitative tools available to explore policy, space use and planning options.
- 278** *Leneman, H., R.W. Verburg, A. Schouten (2013)*. Kosten en baten van terrestrische natuur: Methoden en resultaten; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2010-2040
- 279** *Bilt, W.G.M. van der, B. de Knegt, A. van Hinsberg & J. Clement (2012)*. Van visie tot kaartbeeld; de kijkrichtingen ruimtelijk uitgewerkt. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 280** *Kistenkas, F.H. & W. Nieuwenhuizen*. Rechtsontwikkelingen landschapsbeleid: landschapsrecht in wording. Bijlage bij WOT-paper 12 – 'Recht versus beleid'
- 281** *Meeuwse, H.A.M. & R. Jochem*. Openheid van het landschap; Berekeningen met het model ViewScope.
- 282** *Dobben, H.F. van*. Naar eenvoudige dosis-effectrelaties tussen natuur en milieucondities; een toetsing van de mogelijkheden van de Natuurplanner.
- 283** *Gaaff, A.* Raming van de budgetten voor natuur op langere termijn; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.
- 285** *Vries, P. de, J.E. Tamis, J.T. van der Wal, R.G. Jak, D.M.E. Slijkerman and J.H.M. Schobben*. Scaling human-induced pressures to population level impacts in the marine environment; implementation of the prototype CUMULEO-RAM model.
- 2012**
- 286** *Keizer-Vlek, H.E. & P.F.M. Verdonschot*. Bruikbaarheid van SNL-monitoringgegevens voor EC-rapportage voor Natura 2000-gebieden; Tweede fase: aquatische habitattypen.
- 287** *Oenema, J., H.F.M. Aarts, D.W. Bussink, R.H.E.M. Geerts, J.C. van Middelkoop, J. van Middelaar, J.W. Reijs & O. Oenema*. Variatie in fosfaatopbrengst van grasland op praktijkbedrijven en mogelijke implicaties voor fosfaatgebruiksnormen.
- 288** *Troost, K., D. van de Ende, M. Tangelder & T.J.W. Ysebaert*. Biodiversity in a changing Oosterschelde: from past to present
- 289** *Jaarrapportage 2011*. WOT-04-001 – Koepel
- 290** *Jaarrapportage 2011*. WOT-04-008 – Agromilieue
- 291** *Jaarrapportage 2011*. WOT-04-009 – Natuur, Landschap en Platteland
- 292** *Jaarrapportage 2011*. WOT-04-010 – Balans van de Leefomgeving
- 293** *Jaarrapportage 2011*. WOT-04-011 – Natuurverkenning
- 294** *Bruggen, C. van, C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen, J.F.M. Huijsmans, S.M. van der Sluis & G.L. Velthof*. Ammoniakemissie uit dierlijke mest en kunstmest in 2010; berekeningen met het Nationaal Emissiemodel voor Ammoniak (NEMA).
- 295** *Spijker, J.H., H. Kramer, J.J. de Jong & B.G. Heusinkveld*. Verkenning van de rol van (openbaar) groen op wijk- en buurtniveau op het hitte-eilandeffect
- 296** *Haas, W. de, C.B.E.M. Aalbers, J. Kruit, R.C.M. Arnouts & J. Kempenaar*. Parknatuur; over de kijkrichtingen beleefbare natuur en inpasbare natuur
- 297** *Doorn, A.M. van & R.A. Smidt*. Staltypen nabij Natura 2000-gebieden.
- 298** *Luesink, H.H., A. Schouten, P.W. Blokland & M.W. Hoogeveen*. Ruimtelijke verdeling ammoniakemissies van beweiden en van aanwenden van mest uit de landbouw.
- 299** *Meulenkamp, W.J.H. & T.J.A. Gies*. Effect maatregelen reconstructie zandgebieden; pilotgemeente Gemert-Bakel.
- 300** *Beukers, R. & B. Harms*. Meerwaarde van certificeringsschema's in visserij en aquacultuur om bij te dragen aan het behoud van biodiversiteit
- 301** *Broekmeyer, M.E.A., H.P.J. Huiskens, S.M. Hennekens, A. de Jong, M.H. Storm & B. Vanmeulebrouk*. Gebruikers-handleiding Audittrail Natura 2000.
- 302** *Bruggen van, C., C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen, J.F.M. Huijsmans, S.M. van der Sluis & G.L. Velthof*. Ammonia emissions from animal manure and inorganic fertilisers in 2009. Calculated with the Dutch National Emissions Model for Ammonia (NEMA)
- 303** *Donders, J.L.M. & C.M. Goossen*. *Recreatie in groen blauwe gebieden*. Analyse data Continu Vrijtijdsonderzoek: bezoek, leeftijd, stedelijkheidsgraad en activiteiten van recreanten
- 304** *Boesten, J.J.T.I. & M.M.S. ter Horst*. Manual of PEARLNEQ v5
- 305** *Reijnen, M.J.S.M., R. Pouwels, J. Clement, M. van Esbroek, A. van Hinsberg, H. Kuipers & M. van Eupen*. EHS Doelrealisatiegraadmeter voor de Ecologische Hoofdstructuur. Natuurkwaliteit van landecosysteemtypen op lokale schaal.
- 306** *Arnouts, R.C.M., D.A. Kamphorst, B.J.M. Arts & J.P.M. van Tatenhove*. Innovatieve governance voor het groene domein. Governance-arrangementen voor vermaatschappelijking van het natuurbeleid en verduurzaming van de koffieketen.
- 307** *Kruseman, G., H. Luesink, P.W. Blokland, M. Hoogeveen & T. de Koeijer*. MAMBO 2.x. Design principles, model, structure and data use
- 308** *Koeijer de, T., G. Kruseman, P.W. Blokland, M. Hoogeveen & H. Luesink*. MAMBO: visie en strategisch plan, 2012-2015
- 309** *Verburg, R.W.* Methoden om kennis voor integrale beleidsanalyses te combineren.
- 310** *Bouwma, I.M., W.A. Ozinga, T. v.d. Sluis, A. Griffioen, M.P. v.d. Veen & B. de Knegt*. Dutch nature conservation objectives from a European perspective.
- 311** *Wamelink, G.W.W., M.H.C. van Adrichem & P.W. Goedhart*. Validatie van MOVE4.
- 312** *Broekmeyer, M.E.A., M.E. Sanders & H.P.J. Huiskens*. Programmatische Aanpak Stikstof. Doelstelling, maatregelen en mogelijke effectiviteit.
- 313**
- 314** *Pouwels, P. C. van Swaay, R. Foppen & H. Kuipers*. Prioritaire gebieden binnen de Ecologische Hoofdstructuur voor behoud doelsoorten vlinders en vogels.
- 315** *Rudrum, D., J. Verboom, G. Kruseman, H. Leneman, R. Pouwels, A. van Teeffelen & J. Clement*. Kosteneffectiviteit van natuurgebieden op het land. Eerste verkenning met ruimtelijke optimalisatie biodiversiteit.
- 316** *Boone, J.A., M.A. Dolman, G.D. Jukema, H.R.J. van Kernebeek & A. van der Knijff*. Duurzame landbouw verantwoord. Methodologie om de duurzaamheid van de Nederlandse landbouw kwantitatief te meten.
- 317** *Troost, K., M. Tangelder, D. van den Ende & T.J.W. Ysebaert*. From past to present: biodiversity in a changing delta
- 318** *Schouten, A.D., H. Leneman, R. Michels & R.W. Verburg*. Instrumentarium kosten natuurbeleid. Status A.
- 319** *Verburg, R.W., E.J.G.M. Westerhof, M.J. Bogaardt & T. Selnes*. Verkennen en toepassen van besluitvormingsmodellen in de uitvoering van natuurbeleid.
- 2013**
- 320** *Woltjer, G.B.* Forestry in MAGNET; a new approach for land use and forestry modelling.
- 321** *Langers, F., A.E. Buijs, S. de Vries, J.M.J. Farjon, A. van Hinsberg, P. van Kampen, R. van Marwijk, F.J. Sijtsma, S. van Tol*. Potenties van de Hotspotmonitor om de graadmeter Landschap te verfijnen
- 322** *Verburg, R.W., M.J. Bogaardt, B. Harms, T. Selnes, W.J. Oliemans*. Beleid voor ecosysteemdiensten. Een vergelijking tussen verschillende EU-staten
- 323** *Schouten, M.A.H., N.B.P. Polman & E.J.G.M. Westerhof*. Exploring green agricultural policy scenarios with a spatially explicit agent-based model.
- 324** *Gerritsen, A.L., A.M.E. Groot, H.J. Agricola, W. Nieuwenhuizen*. Hoogproductieve landbouw. Een verkenning van motivaties, knelpunten, condities, nieuwe organisatiemodellen en de te verwachten bijdragen aan natuur en landschap
- 325** *Jaarrapportage 2012*. WOT-04-008 – Agromilieue
- 326** *Jaarrapportage 2012*. WOT-04-009 – Informatievoorziening Natuur (IN)
- 327** *Jaarrapportage 2012*. WOT-04-010 – Balans van de Leefomgeving (BvdL)
- 328** *Jaarrapportage 2012*. WOT-04-011 – Natuurverkenning (NVK)

- 329 *Goossen, C.M., F. Langers, T.A. de Boer.* .Relaties tussen recreanten, ondernemers en landschap
- 330 *Bruggen, C. van, P. Bikker, C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen, J.F.M. Huijsmans, S.M. van der Sluis & G.L. Velthof.* Ammoniakemissie uit dierlijke mest en kunstmest in 2011. Berekeningen met het Nationaal Emissiemodel voor Ammoniak (NEMA).
- 331 *Dirkx, G.H.P. & W. Nieuwenhuizen.* Histland. Historisch-landschappelijk informatiesysteem
- 332 *Ehlert, P.A.I., T.A. van Dijk & O. Oenema.* Opname van struviet als categorie in het Uitvoeringsbesluit Meststoffenwet. Advies.
- 333 *Ehlert, P.A.I., H.J. van Wijnen, J. Struijs, T.A. van Dijk, L. van Schöll, L.R.M. de Poorter.* Risicobeoordeling van contaminanten in afval- en reststoffen bestemd voor gebruik als covergistingmateriaal
- 334 *Verdonschot R.C.M., J.H. Vos J.H. & P.F.M. Verdonschot.* Exotische macrofauna en macrofyten in de Nederlandse zoete wateren; voorkomen en beleid in 2012.
- 335 *Commissie Deskundigen Meststoffenwet.* Protocol beoordeling stoffen Meststoffenwet. Versie 3.1
- 336 *Ehlert, P.A.I., L. Posthuma, P.F.A.M. Römken, R.P.J.J. Rietra, A.M. Wintersen, H. van Wijnen, T.A. van Dijk, L. van Schöll, J.E. Groenenberg.* Appraising fertilisers: Origins of current regulations and standards for contaminants in fertilisers. Background of quality standards in the Netherlands, Denmark, Germany, United Kingdom and Flanders
- 337 *Greft-van Rossum, J.G.M. van der, M.J.S.M. Reijnen, W.A. Ozinga, R. Pouwels, M. van Eupen, A.M.G. de Bruijn, H. Kuipers, S.M. Hennekens & A.H. Malinowska.* Water-, milieu- en ruimtecondities vaatplanten; Implementatie in Model for Nature Policy MNP 2.0.
- 338 *Vos, C.C., R. Pouwels, M. van Eupen, T. Lemaris, H.A.M. Meeuwssen, W.A. Ozinga, M. Sterk & M.F. Wallis de Vries.* Operationalisering van het begrip 'veerkracht van ecosystemen'. Een empirische verkenning voor planten en dagvlinders.
- 339 *Voorn van, G.A.K., P.W. Bogaart, M. Knotters, D.J.J. Walvoort.* De complexiteit van WUR-modellen en bestanden. Toetsing van de EMC v1.0
- 340 *Selnes, T.A., D.A. Kamphorst, B.J.M. Arts & J.P.M. van Tatenhove.* Innovatieve governance arrangementen. Op zoek naar vernieuwing in het groene domein.
- 341 *Knegt de, B., J.G.M. van der Greft-van Rossum, S.M. Hennekens, G.B.M. Heuvelink.* Trends van zeldzame plantensoorten voorspeld.



Thema Natuurverkenning

Wettelijke Onderzoekstaken

Natuur & Milieu

Postbus 47

6700 AA Wageningen

T (0317) 48 54 71

E info.wnm@wur.nl

www.wageningenUR.nl/

wotnatuurenmilieu

De WOT Natuur & Milieu voert wettelijke onderzoekstaken uit op het beleidsterrein natuur en milieu. Deze taken worden uitgevoerd om een wettelijke verantwoordelijkheid van de minister van Economische Zaken te ondersteunen. De WOT Natuur & Milieu werkt aan producten van het Planbureau voor de Leefomgeving, zoals de Balans van de Leefomgeving en de Natuurverkenning. Verder brengen we voor het ministerie van Economische Zaken adviezen uit over (toelating van) meststoffen en bestrijdingsmiddelen, en zorgen we voor informatie voor Europese rapportageverplichtingen over biodiversiteit.

De WOT Natuur & Milieu is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen 9 gespecialiseerde onderzoeksinstituten van stichting DLO en Wageningen University hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.000 medewerkers en 9.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

