



Planbureau voor de Leefomgeving

# RELATIEVE PRIJSSTIJGING VOOR NATUUR EN ECOSYSTEEMDIENSTEN IN DE MKBA

## **Achtergrondstudie**

**Mark J. Koetse, Gusta Renes, Arjan Ruijs, Aart J. de Zeeuw**

**28 september 2017**

PBL

## **Colofon**

### **Relatieve prijsstijging voor natuur en ecosysteemdiensten in de MKBA**

© PBL Planbureau voor de Leefomgeving

Den Haag, 2017

## **Contact**

Gusta.Renes@pbl.nl

## **Auteurs**

Mark J. Koetse<sup>1,2</sup>, Gusta Renes<sup>1</sup>, Arjan Ruijs<sup>1</sup>, Aart J. de Zeeuw<sup>3</sup>

1. Planbureau voor de Leefomgeving, 2. Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit Amsterdam, 3. Tilburg School of Economics and Management, Tilburg University

## **Dankbetuiging**

We danken Corjan Brink, Peter van Puijenbroek, Petra van Egmond, Arjen van Hinsberg, Ron Franken, Gert Jan van den Born, Mark van Oorschoot, Winand Smeets (Planbureau voor de Leefomgeving) en Bart de Knecht (Universiteit Wageningen) voor deelname en bijdragen aan twee workshops over de relatie tussen ecosystemen en ecosysteemdiensten. Dank aan Casper van Ewijk (Tilburg University), Carl Koopmans (Stichting Economisch Onderzoek en Vrije Universiteit), George Gelauff (Ministerie van Infrastructuur en Milieu), Rob Aalbers (Centraal Planbureau), Joop van Bodegraven en Marcel Klok (Ministerie van Economische Zaken), André Wooning (Rijkswaterstaat) voor commentaar op een draft versie van het rapport.

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: [Koets, M.J., G. Renes, A. Ruijs en A.J. de Zeeuw (2017), Relatieve prijsstijging voor natuur en ecosysteemdiensten in de MKBA, Den Haag: PBL].

Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) is het nationale instituut voor strategische beleidsanalyses op het gebied van milieu, natuur en ruimte. Het PBL draagt bij aan de kwaliteit van de politiek-bestuurlijke afweging door het verrichten van verkenningen, analyses en evaluaties waarbij een integrale benadering vooropstaat. Het PBL is voor alles beleidsgericht. Het verricht zijn onderzoek gevraagd en ongevraagd, onafhankelijk en wetenschappelijk gefundeerd.

# Inhoud

Samenvatting	4
1. Inleiding	5
1.1 Achtergrond en probleemstelling	5
1.2 Conceptueel raamwerk	6
1.3 Leeswijzer	8
2. Theoretisch raamwerk en de Ramsey regel	10
3. Groeivoeten van ecosysteemdiensten en reguliere consumptie in Nederland	13
3.1 Indicatoren voor ecosysteem kwaliteit: Biodiversiteit in Nederland	14
3.2 Indicatoren voor ecosysteem kwantiteit: Areaal natuur in Nederland	14
3.3 Regionale ontwikkelingen	17
3.4 Data ecosysteemdiensten	19
3.5 Conclusie en discussie	20
4. Substitutie tussen ecosysteemdiensten en consumptie in de nutsfunctie	21
5. Relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten	25
5.1 Relatieve prijsstijging historische data	25
5.2 Relatieve prijsstijging in de WLO scenario's	26
6. Productiefuncties van ecosysteem-einddiensten	28
6.1 Gevolgen nieuwe welvaartsfunctie voor inzichten relatieve prijsstijging	29
6.2 Gevolgen van niet-lineaire productiefuncties op inzichten relatieve prijsstijging	29
6.3 Productiefuncties met <i>tipping points</i> en hysteresis	30
6.4 Conclusie	32
7. Belangrijkste bevindingen	33
7.1 Belangrijkste bevindingen relatieve prijsstijging	33
7.2 Productiefuncties van ecosysteem-einddiensten en substitutie met technologie	35
7.3 <i>Tipping points</i> , hysteresis en <i>early warning signals</i>	36
8. Discussie en onderzoeksagenda	37
Literatuur	40
Bijlage: BBP- en consumptiegroei in de WLO-scenario's.	42

# Samenvatting

De Werkgroep Discontovoet heeft in 2015 geadviseerd om in Maatschappelijke Kosten-Batenanalyses (MKBA) voor natuur te rekenen met de standaarddiscontovoet en daarbij rekening te houden met een relatieve prijsstijging van 1% per jaar voor effecten op ecosysteemdiensten. Deze relatieve prijsstijging wordt niet toegepast als de ecosysteemdienst in kwestie substitueerbaar is. In dit rapport onderzoeken we voor welke ecosysteemdiensten, opstellers van MKBA's een relatieve prijsstijging van 1% moeten hanteren. Het gaat hier om veranderingen in ecosysteemdiensten die direct leiden tot een verandering in de welvaart van mensen, de zogenaamde ecosysteem-einddiensten, zoals levering van voedsel, drinkwater, overstromingsbescherming, omgevingskwaliteit, groene recreatie en natuurlijk erfgoed. Veranderingen in intermediaire diensten, zoals bestuiving en koolstofvastlegging, leiden indirect tot welvaartseffecten, via veranderingen op de einddiensten en reguliere consumptie.

Twee onderdelen zijn belangrijk in de bepaling van de relatieve prijsstijging: de relatieve groeivoet van natuur ten opzichte van de groeivoet van consumptie en de mate waarin natuur substitueerbaar is. Als natuur minder hard groeit dan de consumptie en niet- of in mindere mate substitueerbaar is, dan wordt natuur (in de toekomst) schaarser; dit legitimeert het hanteren van een relatieve prijsstijging. Uit de data over ecosysteemdiensten blijkt dat ecosysteemdiensten de afgelopen decennia relatief schaarser zijn geworden: de jaarlijkse groeivoet van het BBP lag tussen de 0% en 3% hoger dan die van ecosysteemdiensten. Uit gegevens van internationale studies blijkt echter dat de substitutie-elasticiteit tussen ecosysteemdiensten en reguliere consumptie doorgaans groter is dan 1. Substitutie van ecosysteemdiensten met andere goederen of diensten is dus in zekere mate mogelijk. Wanneer we beide inzichten combineren blijkt dat op basis van historische data een relatieve prijsstijging van 1% te verantwoorden is voor een groot deel van de ecosysteemdiensten, ondanks dat zij allemaal tot op zekere hoogte substitueerbaar zijn. Kijkende naar de meest recente WLO-scenario's (CPB/PBL, 2015) over toekomstige groeivoeten van natuur en consumptie dan is het resultaat vergelijkbaar.

Voor sterk locatie-gebonden ecosysteemdiensten die relatief schaarser worden, zoals recreatie en leefomgevingskwaliteit (luchtkwaliteit, verkoeling in de stad, bescherming tegen wateroverlast) in of nabij stedelijke gebieden, stijgt het marginaal nut van deze diensten, waardoor voor deze diensten een relatieve prijsstijging groter dan 1% mogelijk te verantwoorden is. Voor verschillende productiediensten (bijvoorbeeld voedsel, hout en energie) zou geen relatieve prijsstijging moeten gelden omdat door technische substitutie of importen uit het buitenland de groei van de levering van de productiedienst gelijke tred houdt met de groei van consumptie (hoewel dus deels via ecosystemen buiten Nederland). Een wereldwijde daling van productiediensten zou wel aanleiding kunnen geven tot het hanteren van een relatieve prijsstijging.

# 1. Inleiding

## 1.1 Achtergrond en probleemstelling

In een MKBA worden de positieve en negatieve welvaartseffecten van een ingreep, oftewel de kosten en baten daarvan voor de maatschappij, afgewogen. De baten (maar ook kosten) zijn vaak over de tijd verspreid. Idealiter worden voor het berekenen van de toekomstige kosten en baten de toekomstige ontwikkelingen in prijzen en waarden gebruikt, zodat verschillen in relatieve schaarste tussen goederen en diensten op die manier worden meegenomen in een MKBA en in daarop gebaseerde (beleids)beslissingen. In een MKBA worden relatieve prijzen vaak constant verondersteld in de tijd (oftewel, discontovoeten voor verschillende goederen en diensten worden gelijk verondersteld), waardoor toekomstige veranderingen in relatieve schaarste niet tot uitdrukking komen in een MKBA. Deze veronderstelling wordt gemaakt omdat het inschatten van toekomstige prijzen lastig is. Dit geldt niet alleen voor reguliere consumptie, maar juist ook voor het inschatten van prijzen of waarden van goederen en diensten waar geen markten voor zijn. Met name voor relatief schaarser wordende publieke goederen en diensten, zoals natuur en de daaruit voortvloeiende ecosysteemdiensten, is de aanname van constante relatieve prijzen problematisch omdat zij daarmee mogelijk een te laag gewicht krijgen in de MKBA (het MKBA-saldo) en daarmee in het besluitvormingsproces.

Om deze reden is het volgende advies opgenomen in het rapport van de Werkgroep Actualisatie Discontovoet (2015, p. 6), welke ook door het kabinet is overgenomen (zie Ministerie van Financiën, 2015):

*"Voor de verdiscontering van natuur (geoperationaliseerd als bijvoorbeeld ecosysteemdiensten, biodiversiteit en landschap) adviseert de werkgroep de standaarddiscontovoet, waarbij in principe rekening gehouden wordt met een prijsstijging voor natuur van 1 procent. De effectieve disconteringsvoet is dus 2 procent. Natuur dient echter te worden verdisconteerd met de standaardvoet en zonder prijsstijging indien kan worden aangetoond dat deze natuur substitueerbaar is."*

Er is nog weinig wetenschappelijke literatuur over de onderbouwing om (bij MKBA's) een relatieve prijsstijging voor natuur te hanteren. Baumgärtner et al. (2015) onderbouwen aan de hand van een recente empirische studie dat er goede redenen zijn om een relatieve prijsstijging voor natuur en ecosysteemdiensten te hanteren (zie Baumgärtner et al., 2015). Het advies van de werkgroep discontovoet is mede op dit artikel gebaseerd. De conclusie van Baumgärtner et al. (2015) is gebaseerd op twee observaties. Allereerst de observatie dat de groeivoet van ecosysteemdiensten kleiner is dan die van reguliere consumptie (in hun geval gemeten door BBP). Ten tweede, de observatie dat ecosysteemdiensten en reguliere consumptie geen (perfecte) substituten zijn. Beide observaties volgen uit wereldwijde data en wetenschappelijke literatuur over ecosysteemdiensten.

Voorliggend rapport geeft een voorlopig advies over hoe uitvoerders van MKBA's met natuureffecten of MKBA's voor natuurbeleid moeten bepalen of, en zo ja voor welke veranderingen in natuur of ecosysteemdiensten, zij een relatieve prijsstijging van 1% moeten hanteren. Om dit advies te onderbouwen is vooral van belang om na te gaan of de empirie zoals die door Baumgärtner et al. gevonden is, ook voor Nederland geldt. Hiervoor kijken we naar twee aspecten. Ten eerste onderzoeken we of de groeivoet van ecosysteemdiensten in Nederland

ook lager is dan de groeivoet van reguliere consumptie. Ten tweede onderzoeken en berekenen we in welke mate ecosystemendiensten en reguliere consumptie substitueerbaar zijn, en in hoeverre dit verschilt per ecosystemedienst. In de volgende paragraaf bespreken we het conceptueel raamwerk dat we hanteren, en geven we een leeswijzer voor de rest van dit rapport.

## 1.2 Conceptueel raamwerk

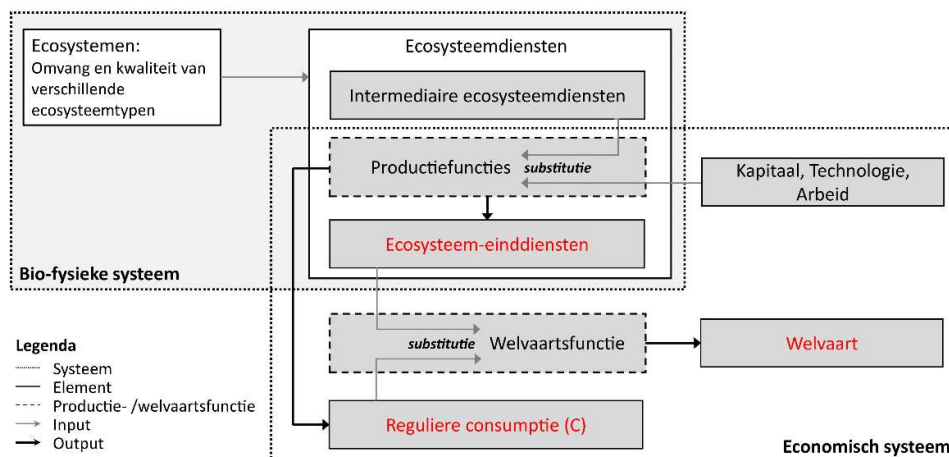
De MKBA geeft een inschatting van de welvaarteffecten van een ingreep. Alvorens te bespreken op basis van welke theoretische overwegingen natuur een relatieve prijsstijging, of een lagere discontovoet, zou moeten hebben in MKBA's geven we in deze paragraaf een conceptueel raamwerk dat beschrijft hoe natuur de welvaart beïnvloedt. In dit raamwerk onderscheiden we het bio-fysieke systeem en het economische systeem (zie Figuur 1).

Het bio-fysieke systeem beschrijft de natuur als verzameling van verschillende ecosystemen, zoals bossen, heidegebieden, graslanden en meren. Ingrepen die met een MKBA worden beoordeeld kunnen zowel de omvang als de kwaliteit van ecosystemen beïnvloeden. Deze ecosystemen leveren de mens allerlei goederen en diensten, vaak afgekort als ecosystemendiensten. Het [CICES-systeem](#) onderscheidt (zie ook Figuur 2 en De Knecht et al., 2014):

- Productiediensten, zoals voedsel, vis, biomassa, drinkwater en genetische bronnen;
- Regulerende diensten, zoals bodemvruchtbaarheid, overstromingsbescherming, bestuiving, natuurlijke plaagonderdrukking en koolstofvastlegging;
- Culturele diensten, zoals groene recreatie, natuurlijk erfgoed en symbolwaarde van natuur.

De kwaliteit of gezondheid van een ecosysteem wordt ook wel gemeten aan hand van de biodiversiteit binnen een ecosysteem. Een hoge (of zekere mate van) biodiversiteit is met name belangrijk voor de toekomstige levering van ecosystemendiensten.

**Figuur 1. Conceptueel raamwerk met onderscheid tussen intermediaire ecosystemendiensten en ecosysteem-einddiensten, en onderscheid tussen substitutie in welvaartsfuncties en substitutie in productiefuncties<sup>1</sup>**



<sup>1</sup> In dit rapport laten wij in eerste instantie de rol van intermediaire ecosystemendiensten als inputfactor in de productiefuncties buiten beschouwing, en beginnen we onze analyse met de aanname dat zowel reguliere consumptie en ecosysteem-einddiensten exogeen zijn (Hoofdstuk 2). In Hoofdstuk 6 breiden wij dit raamwerk uit en bespreken wij op kwalitatieve wijze wat de invloed kan zijn van deze productiefuncties op een relatieve prijsstijging.

Voor de MKBA is het van belang zicht te krijgen op de veranderingen in ecosysteemdiensten die direct leiden tot een verandering van nut, of welvaart, van mensen. Hiervoor maken we onderscheid tussen intermediaire ecosysteemdiensten en ecosysteem-einddiensten. Veranderingen in einddiensten, zoals in de levering van voedsel, drinkwater, overstromingsbescherming, omgevingskwaliteit (zoals luchtkwaliteit en hittebescherming) groene recreatie, symboolwaarde en natuurlijk erfgoed<sup>2</sup>, beïnvloeden welvaart direct. Veranderingen in intermediaire diensten, zoals bodemvruchtbaarheid, bestuiving en koolstofvastlegging, leiden indirect tot welvaartsveranderingen omdat zij de levering van zowel reguliere consumptie als einddiensten beïnvloeden.<sup>3</sup> Reguliere consumptie en einddiensten worden geproduceerd via productiefuncties, waarbij naast intermediaire ecosysteemdiensten ook kapitaal, arbeid en technologie als inputfactor worden gebruikt (zie Figuur 1).<sup>4</sup> Tussen deze inputfactoren is in zekere mate substitutie mogelijk, waarbij het dus gaat om *substitutie tussen factoren binnen de productiefunctie van einddiensten*. Voorbeelden hiervan zijn substitutie van natuurlijke plaagbestrijding door pesticiden of substitutie van het water zuiverend vermogen van de bodem door waterzuiveringsinstallaties.

In ons raamwerk wordt welvaart in het economisch systeem bepaald door reguliere consumptie en consumptie van ecosysteem-einddiensten. Ecosysteem-einddiensten en reguliere consumptie zijn inputfactoren in de welvaartsfunctie, en leveren uiteindelijk samen welvaart op. Dit betekent ook dat zij mogelijk onderling substitueerbaar zijn, oftewel dat in theorie welvaartsverlies door een daling in de levering van ecosysteem-einddiensten deels op te vangen is door een stijging van reguliere consumptie. Voorbeelden hiervan zijn substitutie van een wandeling in een bos door een bezoek aan een pretpark en substitutie van leidingwater door geïmporteerd water uit flessen. Hierbij gaat het dus om *substitutie tussen de onderdelen van de welvaartsfunctie*. Deze vorm van substitutie staat ook centraal in de onderliggende wetenschappelijke literatuur over discontovoetdifferentiatie. In het rapport van de Werkgroep Actualisatie Discontovoet (2015) wordt substitutie in bredere zin gebruikt, waarbij dus ook substitutie binnen de productiefuncties een belangrijke rol speelt. Substitutie tussen intermediaire ecosysteemdiensten en technische inputfactoren in de productiefuncties is ook van belang voor de vraag of een andere discontovoet mag worden gehanteerd voor veranderingen in natuur, en is daarnaast relevant voor het meten van effecten op einddiensten in de MKBA praktijk. In dit rapport maken we een expliciet onderscheid tussen de twee vormen van substitutie. Ten eerste omdat zij op twee verschillende manieren de discontovoet beïnvloeden, en ten tweede omdat het onderscheid van belang is om spraakverwarring tussen ecologen en economen te voorkomen.

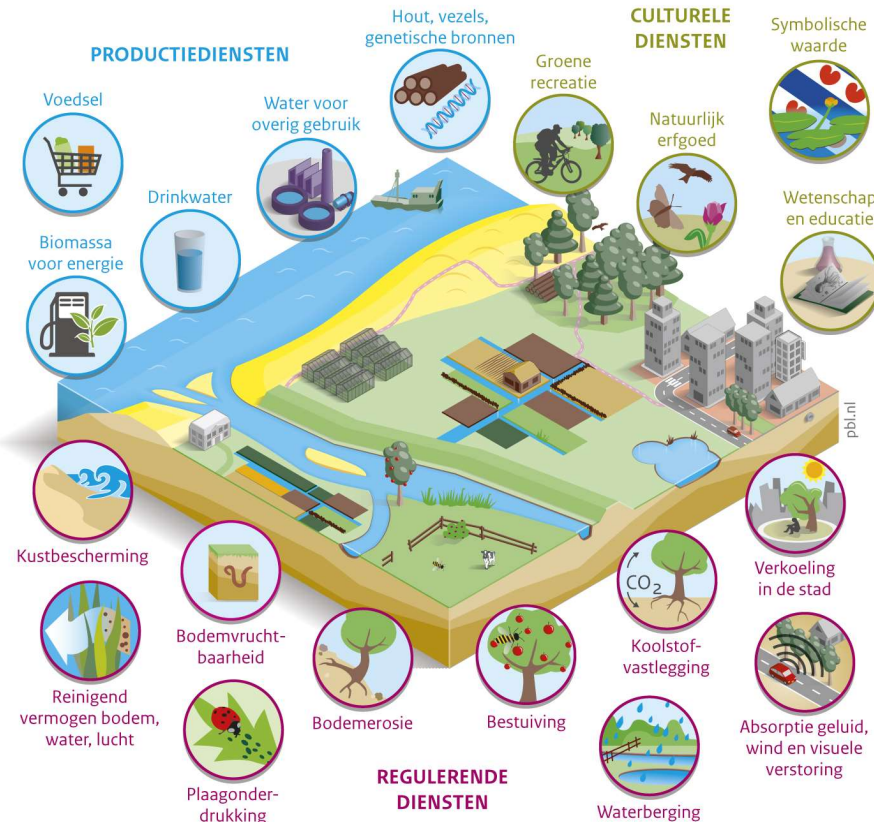
---

2 De CICES-indeling van ecosysteemdiensten classificeert de symboolwaarde van natuur en natuurlijk erfgoed als een culturele ecosysteemdienst, waarbij het gaat om een niet-materiële output van ecosystemen die de fysieke en mentale toestand van mensen beïnvloedt (de Knegt et al., 2014). Symboolwaarde gaat in Nederland vooral om het belang dat mensen hechten aan het behoud van emblematische planten- en diersoorten, zoals de zeearend, ooievaar, korhoen, gans, zeehond, vos, wolf, adder en grote vuurvlieder. Bij de waarde van natuurlijk erfgoed gaat het onder andere om de betalingsbereidheid om natuur als nalatenschap te behouden voor toekomstige generaties. Behoud van zeldzame 'rode lijst'-soorten en de natuurdoeltypen die zijn gedefinieerd voor de Vogel- en Habitatrichtlijn zijn hier voorbeelden van.

<sup>3</sup> Dit onderscheid tussen intermediaire en einddiensten voorkomt dubbelstellingen in de MKBA. Bijvoorbeeld, het meten van zowel de daling van bodemvruchtbaarheid als de daling van landbouwproductie of het meten van zowel de toename van koolstofopslag als de afname van de gevolgen van klimaatverandering leidt tot een dubbelstelling in de MKBA.

<sup>4</sup> In het rapport van de Werkgroep Actualisatie Discontovoet wordt technologie benoemd als factor die de vraag naar bepaalde goederen en diensten kan beïnvloeden, waarbij dus zowel reguliere consumptie als consumptie van ecosysteemdiensten wordt bedoeld. Ook wordt genoemd dat vooral deze technologische ontwikkeling moeilijk is te voorspellen. Dit is zeer vergelijkbaar met de rol van technologie als input in productiefuncties, zoals weergegeven in Figuur 1.

**Figuur 2. Overzicht van de typen ecosysteemdiensten in het CICES-systeem**



Bron: PBL, WUR, CICES 2014

### 1.3 Leeswijzer

De rest van dit rapport is als volgt opgebouwd. We beginnen in **Hoofdstuk 2** met het bespreken van het theoretisch raamwerk dat ten grondslag ligt aan onze analyses. Vergelijkbaar met het gros van de internationale literatuur over de discontovoet hanteren wij het Ramsey (1928) groeimodel en de bijbehorende Ramsey regel. Uit de Ramsey regel volgt dat twee aspecten bepalen of een relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten te verantwoorden is.

Ten eerste dienen we de historische groeivoet van ecosysteemdiensten te vergelijken met die van reguliere consumptie. De intuïtie hierbij is dat als ecosysteemdiensten relatief schaarser worden, zij ook relatief meer waard worden. De analyse van groeivoeten van ecosysteemdiensten en consumptie vindt plaats in **Hoofdstuk 3**. Hieruit blijkt onder andere dat historische data over ecosysteem-einddiensten schaars zijn, zodat we aangewezen zijn op historische data over natuur en intermediaire diensten als indicatoren.

Ten tweede dienen we te beoordelen in welke mate ecosysteem-einddiensten en reguliere consumptie substitueerbaar zijn binnen de welvaartsfunctie. Immers, indien een daling in nut door relatieve schaarste van ecosysteemdiensten volledig opgevangen kan worden door een stijging in consumptie van reguliere consumptie (perfecte substitutie), dan leidt die relatieve schaarste niet tot een stijging in de relatieve prijs, en is er dus geen aanleiding om in MKBA's



voor ecosysteemdiensten een relatieve prijsstijging te hanteren. In **Hoofdstuk 4** onderzoeken we daarom in hoeverre ecosysteemdiensten en reguliere consumptie substitueerbaar zijn.

In **Hoofdstuk 5** onderzoeken we de bandbreedte van de relatieve prijsstijging, gebruik makend van de Ramsey regel uit Hoofdstuk 2, de relatieve groeivoeten uit Hoofdstuk 3, en de informatie over mogelijkheden tot substitutie in Hoofdstuk 4. Een belangrijke aanname hierbij is dat de relatie tussen intermediaire ecosysteemdiensten en ecosysteem-einddiensten lineair is; deze aanname is nodig omdat we slechts groeivoeten voor intermediaire diensten hebben, terwijl deze voor het bepalen van de welvaartseffecten in de MKBA in principe niet worden meegenomen. We presenteren de bandbreedte voor historische groeivoeten en voor aannames over groeivoeten in de meest recente WLO scenario's (CPB/PBL, 2015) voor de periode 2010-2050.

In **Hoofdstuk 6** breiden we ons raamwerk uit en bespreken we de rol van productiefuncties van einddiensten en de rol van substitutie tussen natuur en intermediaire ecosysteemdiensten enerzijds, en technologie anderzijds. Dit hoofdstuk dient twee doelen. Ten eerste onderzoeken we de mogelijke gevolgen van afwijkingen van de aanname die we in het vorige hoofdstuk hebben gedaan, oftewel we onderzoeken gevolgen voor de discontovoet van niet-lineaire productiefuncties. Ten tweede onderzoeken we in hoeverre het bestaan van *tipping points* in productiefuncties aanleiding kan geven tot het gebruik van informatie over het ecologische systeem zelf en het hanteren van voorzorgsprincipes in de MKBA.

De belangrijkste bevindingen uit onze analyses in hoofdstukken 2 tot en met 6 staan in **Hoofdstuk 7**, waarin ook onze adviezen omtrent het hanteren van een relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten zijn opgenomen. In **Hoofdstuk 8** sluiten we af met conclusies en een discussie, en bespreken we welk vervolgonderzoek naar ecosystemen en ecosysteemdiensten van belang is om tot bredere en diepere inzichten te komen over de relatieve prijs van natuur en ecosysteemdiensten.

## 2. Theoretisch raamwerk en de Ramsey regel

Idealiter bevat een MKBA kosten en baten voor nu en in de toekomst, waarbij zowel kosten als baten zijn uitgedrukt in monetaire termen. Dit zou onder andere betekenen dat de monetaire waarden van ecosysteemdiensten moeten worden gemeten, zowel de waarden nu als de waarden in de toekomst. Ondanks flinke progressie op het gebied van het waarderen van goederen en diensten die niet op markten worden verhandeld (zogenoemde *non-market valuation*; voor een overzicht van methoden zie onder andere Koetse et al., 2015), is het momenteel voor vele ecosysteemdiensten nog lastig om monetaire waarden te bepalen, laat staan dat op basis van huidige waarderingsstudies zinnige dingen te zeggen zijn over *toekomstige preferenties en prijzen*.

In dit rapport wordt daarom een theoretisch raamwerk gebruikt om inzicht te krijgen in toekomstige relatieve prijzen, zonder dat deze expliciet gemeten hoeven te worden. Het model is gestoeld op het standaard economische uitgangspunt dat de prijs van een goed omhoog gaat als dat goed schaarser wordt, en in het verlengde daarvan dat in het geval van imperfecte substitutie de *relatieve* prijs van een goed omhoog gaat wanneer dat goed *relatief* schaarser wordt. Dit model wordt ook gehanteerd in Baumgärtner et al. (2015), en is gebaseerd op een uitbreiding van het groeimodel van Ramsey (1928), met een nutsfunctie<sup>5</sup> voor een representatieve consument waarbij een onderscheid wordt gemaakt tussen consumptie van reguliere consumptie ( $C$ ), en consumptie van ecosysteemdiensten ( $E$ ), waarbij zowel  $C$  als  $E$  exogeen is. Het model neemt slechts ecosysteemdiensten mee die als *einddiensten* kunnen worden bestempeld, i.e., die diensten waar mensen direct nut aan ontleen. Dit komt overeen met de MKBA praktijk in Nederland, waar om dubbelstellingen in welvaartseffecten te voorkomen ook slechts einddiensten meegenomen mogen worden. De welvaartsfunctie in Baumgärtner et al. (2015) ziet er als volgt uit:

$$W = \int_{t=0}^{\infty} U(C_t, E_t) e^{-\rho t} dt . \quad (1)$$

Hierbij representeert  $\rho$  de groeivoet van pure tijdspreferentie. De standaard Ramsey regel voor de welvaartsfunctie in (1), waarin ecosysteemdiensten niet apart zijn meegenomen, wordt gegeven door:

$$r = \rho + \frac{-\frac{d}{dt}U'(C_t)}{U'(C_t)} . \quad (2)$$

De marginale productiviteit van kapitaal ofwel de rente  $r$  moet gelijk zijn aan de tijdsvoet  $\rho$  minus de groeivoet van het marginale nut  $U'(C)$ . Omgekeerd is de rente dus ook de discontovoet. Als de consumptie stijgt, neemt de marginale waarde af en stijgt de discontovoet. Voor een standaard CRRA (*constant relative risk aversion*) nutsfunctie  $U(C) = C^{1-\gamma}/(1-\gamma)$  krijgt de Ramsey regel de welbekende vorm:

---

<sup>5</sup> De termen welvaartsfunctie en nutsfunctie worden in dit rapport gelijk verondersteld.

$$r = \rho + \frac{-C_t U''(C_t) \dot{C}_t}{U'(C_t) C_t} = \rho + \gamma g, \quad (3)$$

waar  $g$  de groeivoet van consumptie is. Als de consumptie van ecosysteemdiensten niet groeit (omdat de natuur niet groeit), maar de consumptie van reguliere consumptie wel groeit, zal er een lagere discontovoet voor ecosysteemdiensten gehanteerd moeten worden. De Ramsey regel (2) - (3) kan eenvoudig uitgebreid worden naar aparte discontovoeten voor de consumptie van reguliere consumptie en de consumptie van ecosysteem diensten, op basis van de welvaartsfunctie (1). Dat leidt tot (zie Weikard en Zhu, 2005):

$$\begin{aligned} r_C &= \rho + \gamma_{CC} g_C + \gamma_{CE} g_E, \\ r_E &= \rho + \gamma_{EC} g_C + \gamma_{EE} g_E \end{aligned} \quad (4)$$

met  $r_C$  en  $r_E$  de discontovoet voor consumptie en ecosysteemdiensten, respectievelijk, met  $g_C$  en  $g_E$  de groeivoet van consumptie en ecosysteemdiensten, respectievelijk, en de vier elasticiteiten  $\gamma_{CC} = -CU_{CC}/U_C$ ,  $\gamma_{CE} = -EU_{CE}/U_C$ ,  $\gamma_{EC} = -CU_{EC}/U_E$  en  $\gamma_{EE} = -EU_{EE}/U_E$ .

Het verschil tussen de discontovoeten  $r_C$  en  $r_E$  kan uitgedrukt worden in de groeivoet van de relatieve prijs van ecosysteemdiensten ten opzichte van consumptie,  $P$ , die wordt gegeven door:

$$g_P = \frac{\dot{P}}{P} = \frac{d}{dt} \left( \frac{U_E / U_C}{U_E / U_C} \right). \quad (5)$$

Uitwerken van (5), gebruik makend van (4), geeft de eenvoudige relatie  $r_C - r_E = g_P$  (zie, onder andere, Weikard en Zhu, 2005). Dit betekent dat het verschil tussen de discontovoeten  $r_C$  en  $r_E$  eenvoudigweg gelijk is aan de groeivoet van de relatieve prijs van ecosysteemdiensten ten opzichte van consumptie. In de praktijk is het dan mogelijk om een vaste discontovoet  $r_C$  te hanteren, maar om dan een aanpassing te doen voor de discontovoet van ecosysteemdiensten  $r_E$  via een onderzoek naar de ontwikkeling van de relatieve prijzen.

Het is ook belangrijk om de mogelijkheden tot substitutie van ecosysteemdiensten mee te nemen. Een nadere specificatie van de nutsfunctie  $U(C,E)$  als een CES nutsfunctie met een constante elasticiteit van substitutie  $\sigma$  (zie Hoel en Sterner, 2007) impliceert dat de groeivoet van die relatieve prijs, en dus het verschil in de discontovoeten, geschreven kan worden als

$$r_C - r_E = g_P = \frac{1}{\sigma} (g_C - g_E). \quad (6)$$

Dit betekent dat het verschil in de discontovoet van (in ons geval) ecosysteemdiensten en consumptie gerelateerd is aan het *verschil in groeivoeten* en de *mate van substitutie* tussen de twee grootheden. De achterliggende gedachte hier is dat toekomstige relatieve schaarste van een goed of dienst (lagere groeivoet) leidt tot een stijging in de relatieve prijs oftewel een lagere discontovoet. Het is essentieel om op te merken dat het toepassen van een verschil in discontovoeten in een MKBA identiek is aan het toepassen van een relatieve prijsstijging, welke even groot is als het verschil tussen de twee discontovoeten. Dat wil zeggen, een 1% lagere discontovoet voor ecosysteemdiensten is identiek aan een relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten van 1%. De formule laat ook zien dat de twee discontovoeten gelijk zijn aan elkaar indien er perfecte substitutie is ( $\sigma \rightarrow +\infty$ ), en/of indien de groeivoeten gelijk zijn aan elkaar ( $g_C = g_E$ ).<sup>6</sup> Hieruit wordt ook duidelijk dat voor het bepalen van de relatieve prijs er twee essentiële elementen zijn: het verschil tussen de groeivoeten van ecosysteem-einddiensten en consumptie (relatieve schaarste), en het substitutiepotentieel.

<sup>6</sup> Het gebruik van een CES nutsfunctie betekent dat de te hanteren discontovoet zelf niet constant is over de tijd. Omdat het in dit rapport met name over de relatieve discontovoet gaat, laten we deze complicerende factor voor nu buiten beschouwing.

Indien een ecosysteemdienst, of het vermogen tot het leveren hiervan, langzamer groeit dan consumptie of een dalende trend vertoont, dan is er wellicht reden tot het toepassen van een relatieve prijsstijging. Zoals aangetoond in Baumgärtner et al. (2015) is er veel variatie in deze groeivoeten, zowel voor verschillende landen als voor de wereld als geheel, maar lag de gemiddelde groeivoet voor ecosysteemdiensten aanzienlijk lager dan die voor consumptie. Dat iets relatief schaarser wordt, betekent echter niet automatisch dat een relatieve prijsstijging kan worden gehanteerd. Indien de betreffende ecosysteemdienst namelijk in hoge mate substitueerbaar is met reguliere consumptie dan is de relatieve groeivoet minder belangrijk. Om een relatieve prijsstijging toe te mogen passen moet dus ook worden aangetoond dat de betreffende ecosysteemdienst niet substitueerbaar is met reguliere consumptie. De mate van substitueerbaarheid tussen goederen en diensten bevindt zich echter op een continuüm van 0 (goederen zijn volledig complementair) naar oneindig (goederen zijn perfecte substituten). Het aantonen dat een ecosysteemdienst NIET substitueerbaar is met reguliere consumptie is dus, zo zal later ook blijken, vrijwel onmogelijk omdat er altijd een bepaalde mate van substitutie mogelijk is. Veel belangrijker voor de beslissing omtrent het toepassen van een relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten is dus de relatieve groeivoet van ecosysteemdiensten ten opzichte van consumptie en *de mate waarin* ecosysteemdiensten gesubstitueerd kunnen worden met consumptie.

Ten slotte merken we nogmaals op dat in de MKBA in principe veranderingen in ecosysteem-einddiensten moeten worden gemeten, maar dat voor het produceren van deze einddiensten intermediaire diensten (met name regulerende diensten) nodig zijn. Een daling in aanbod van deze intermediaire diensten leidt mogelijk tot een daling in de mogelijkheid om einddiensten te produceren, op korte of op langere termijn. Zolang een daling in intermediaire diensten vertaald kan worden naar een daling in einddiensten is er geen probleem, en kan de daling in de einddienst worden opgenomen in een MKBA. Zoals in volgend hoofdstuk zal blijken zijn data over ecosysteem-einddiensten en hun ontwikkeling over de tijd echter beperkt. In dit geval kunnen data over natuur zelf of data over intermediaire diensten dienen als indicatoren voor de ontwikkeling van einddiensten, waarbij een aanname gemaakt moet worden over de relatie tussen natuur en intermediaire diensten enerzijds en einddiensten anderzijds. Dit onderwerp komt in volgende hoofdstukken uitgebreider aan bod.

# 3. Groeivoeten van ecosysteemdiensten en reguliere consumptie in Nederland

Data over de historische ontwikkeling van ecosysteem-einddiensten in Nederland zijn schaars. Een uitzondering hierop is data over vooral productiediensten.<sup>7</sup> Een deel van de einddiensten is (nog) niet eenduidig gedefinieerd, zoals groenrecreatie, omgevingskwaliteit, symboolwaarde en natuurlijk erfgoed. Over deze einddiensten is dus nog niet veel bekend, laat staan dat de lange reeksen die nodig zijn om groeivoeten te kunnen berekenen beschikbaar zijn. Wel weten we dat de levering van einddiensten afhangt van een aantal indicatoren voor ecosysteem-kwaliteit en -kwantiteit. Deze elementen zijn namelijk noodzakelijk voor het produceren van de einddiensten en dus kunnen ze dienen als indicatoren voor veranderingen in de einddiensten. Voor dergelijke indicatoren zijn wel langere reeksen beschikbaar.

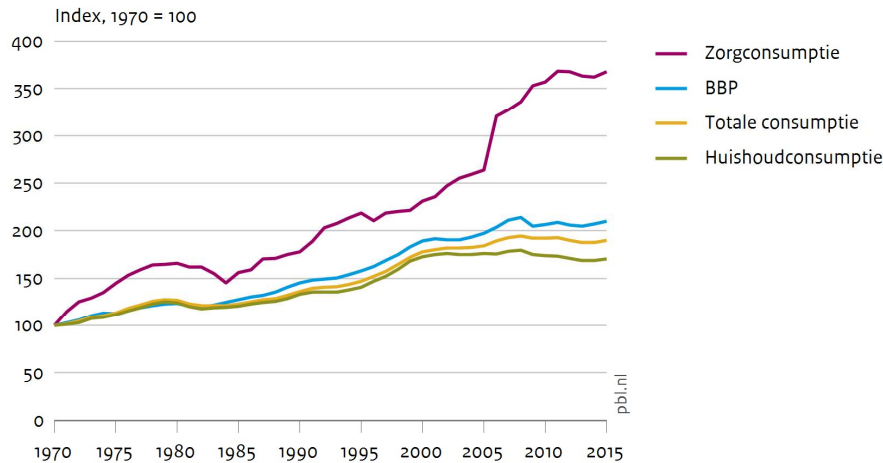
De analyse in dit hoofdstuk geeft dus geen harde schatting van de groeivoet van ecosysteem-einddiensten. Ons doel is om aannemelijk te maken dat de groeivoeten van reguliere consumptie en ecosysteem-einddiensten uit elkaar lopen, en niet om precies aan te geven hoeveel de groeivoeten van elkaar verschillen. Later zullen we aannames maken over de relatie tussen onze indicatoren en ecosysteem-einddiensten (i.e., de productiefunctie), maar voor nu beperken we ons tot het meten van de groeivoeten van indicatoren voor ecosysteemkwaliteit en -kwantiteit.

We maken dus een onderscheid tussen ecosysteemkwaliteit en ecosysteemkwantiteit. Daartoe onderscheiden we data over biodiversiteit, als indicator voor *ecosysteemkwaliteit*, en data over het areaal landgebruik, als indicator voor *ecosysteemkwantiteit*. Beiden geven indicaties van veranderingen in groenrecreatie, omgevingskwaliteit, symboolwaarde en natuurlijk erfgoed. De groeivoeten worden vergeleken met de groeivoet van reële reguliere consumptie in Nederland, en alle cijfers zijn omgerekend naar cijfers per capita, gebruik makend van de Nederlandse bevolkingsontwikkeling (zie CBS Statline). De data over reguliere consumptie zijn verkregen uit het Centraal Economisch Plan van het CPB (CPB, 2017; zie de [databijlage](#)). Uit deze bijlage zijn de indices voor reële huishoudconsumptie en zorgconsumptie gebruikt voor de periode 1970-2015, en vervolgens is uit deze twee reeksen een gewogen gemiddelde berekend met de respectievelijke nominale volumes van huishoudconsumptie en zorgconsumptie als gewichten. De resulterende reeks is onze indicator voor reële reguliere consumptie. De reden om af te wijken van het gebruik van BBP zoals in Baumgärtner et al. (2015) is dat niet BBP maar consumptie onderdeel is van de Ramsey regel, en dat de groeivoet voor consumptie afwijkt van die voor BBP. Dit is op te maken uit Figuur 3, waarin indices van reëel BBP en de drie reële consumptiereeksen zijn opgenomen voor de periode 1970-2015. Hieruit blijkt dat huishoudconsumptie minder sterk en zorgconsumptie juist sterker is gegroeid dan BBP. Totale consumptie is daardoor iets minder sterk

<sup>7</sup> Merk op dat de historische data over landbouwproductie weinig inzicht geeft in de levering van intermediaire ecosysteemdiensten of de kwaliteit van het ecosysteem omdat een groot deel van de efficiëntiestijging in de landbouw komt door het gebruik van technische inputfactoren.

gegroeid dan BBP. De groeivoet voor BBP per capita over de hele periode was 1,66% terwijl de groeivoet voor totale consumptie gelijk was aan 1,40%; een verschil van ongeveer een kwart procentpunt.

**Figuur 3. Indices van reëel per capita BBP, huishoudconsumptie, zorgconsumptie en totale consumptie, 1970 – 2015**



Bron: CBS en CPB

### 3.1 Indicatoren voor ecosysteem kwaliteit: Biodiversiteit in Nederland

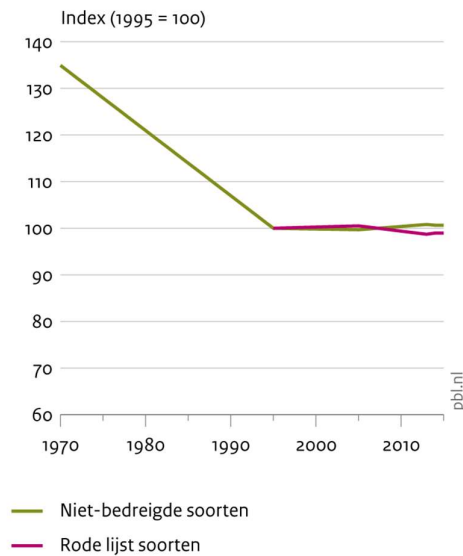
Om inzicht te verkrijgen in veranderingen van de kwaliteit van ons ecosysteem zouden we historische data nodig hebben voor indicatoren die in MER-rapportages worden gebruikt. Dergelijke data zijn echter niet voorhanden, dus we gebruiken data over de ontwikkeling van biodiversiteit. Deze data zijn verkregen via de CLO-website (Compendium voor de Leefomgeving), en zij meten soorten die wel en soorten die niet op de rode lijst staan, *mean species abundance* (MSA), doelsoorten, en de *living planet index* (LPI). Gezamenlijk zeggen zij iets over de ontwikkeling van biodiversiteit in Nederland en geven ook een indicatie van veranderingen in met name de symboolwaarde van natuur. In Figuur 4 zijn indices van deze data-reeksen opgenomen, en op basis van deze data zijn jaarlijkse groeivoeten berekend. In tegenstelling tot de groeivoet van reguliere consumptie zijn deze reeksen en groeivoeten niet per capita berekend, omdat het hier niet-rivaliserende ecosystemendiensten betreft. De groeivoeten van ecosysteemkwaliteit zijn gepresenteerd in Tabel 1, samen met de groeivoet van reguliere consumptie per capita voor dezelfde perioden. Vrijwel alle indices laten een stabiele of licht dalende trend zien, terwijl consumptie over de bekeken periodes gestaag is gegroeid. Het resultaat is dat biodiversiteit (als indicator voor ecosysteemkwaliteit) relatief schaarser wordt ten opzichte van reguliere consumptie.

### 3.2 Indicatoren voor ecosysteem kwantiteit: Areaal natuur in Nederland

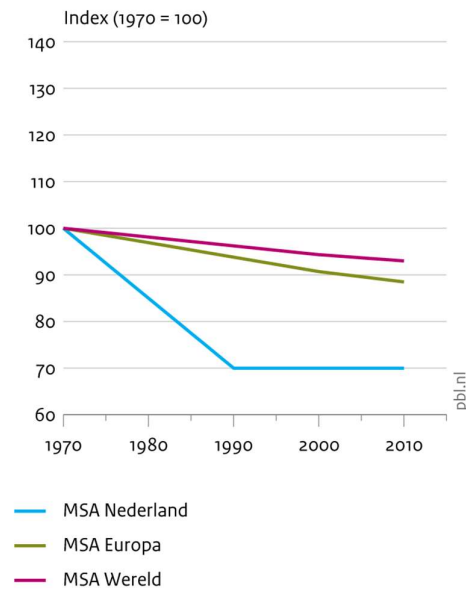
De levering van ecosystemendiensten is direct gerelateerd aan de arealen van de verschillende typen ecosystemen die deze diensten leveren. Data over arealen voor verschillende soorten landgebruik zijn verkregen via CBS-statline. We hebben data verzameld voor het areaal recreatiegebied, areaal landbouwgebied, areaal bos en open natuurlijk terrein en areaal oppervlaktewater, en in Figuur 5 zijn indices van deze reeksen per capita opgenomen. Hieruit blijkt een licht stijgende of stabiele trend voor het areaal recreatiegebied, evenals

**Figuur 4. Indices van biodiversiteitsindicatoren**

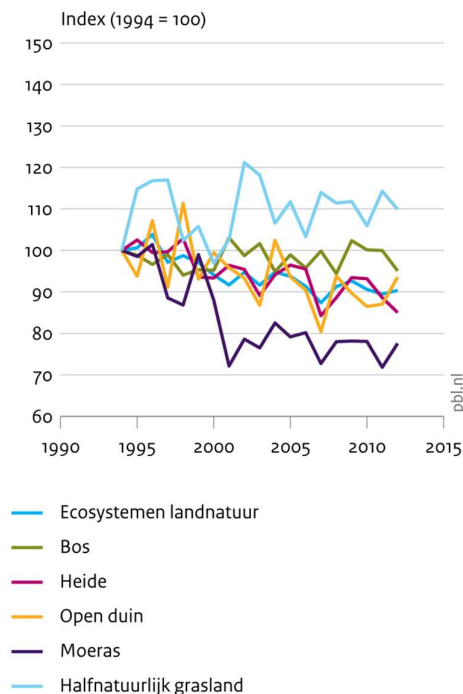
Rode lijst soorten, 1970 – 2015



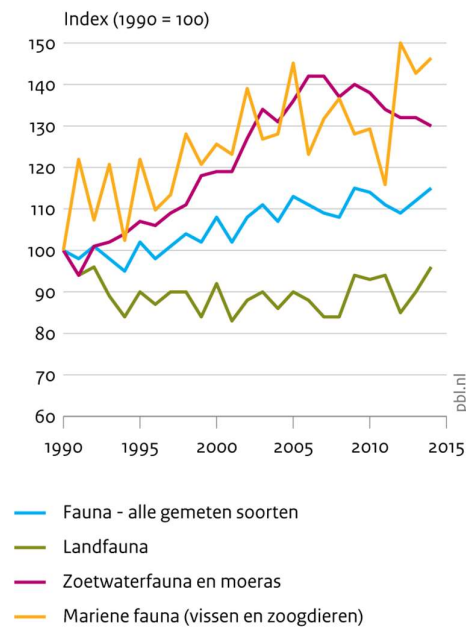
MSA, 1970 – 2010



Doelsoorten, 1994 – 2012



LPI, 1990 – 2014



voor het areaal oppervlaktewater. Areaal voor bos en open natuurlijk terrein en arealen voor landbouwgebieden nemen gestaag af. In Tabel 2 zijn de groeivoeten van deze arealen per capita afgezet tegen die van reguliere consumptie per capita voor dezelfde perioden. Hieruit blijkt dat de groeivoet van het areaal aan parken en plantsoenen hoger ligt dan die voor consumptie, en dit geldt ook voor de groeivoet van areaal binnenwater. Groeivoeten van andere arealen, i.e., overig recreatieterrein, agrarisch gebied, bos en open natuurlijk terrein, zijn beduidend lager dan de groeivoet voor consumptie.

**Tabel 1. Groeivoeten indicatoren biodiversiteit (niet per capita) ten opzichte van groeivoet reguliere consumptie per capita**

Indicator	Periode	Groeivoet
<i>Rode lijst</i>		
Rode lijst	1995-2015	-0,03%
Consumptie	1995-2015	1,31%
<i>Niet-bedreigde soorten</i>		
Niet-bedreigde soorten	1970-2015	-0,65%
Consumptie	1970-2015	1,44%
<i>MSA</i>		
Nederland	1970-2010	-0,89%
Europa	1970-2010	-0,31%
Wereld	1970-2010	-0,18%
Consumptie	1970-2010	1,64%
<i>Doelsoorten</i>		
Landnatuur	1994-2012	-0,56%
Bos	1994-2012	-0,28%
Heide	1994-2012	-0,90%
Open Duin	1994-2012	-0,37%
Moeras	1994-2012	-1,40%
Half-natuurlijk grasland	1994-2012	0,53%
Consumptie	1994-2012	1,42%
<i>LPI</i>		
Alle soorten	1990-2014	0,58%
Landfauna	1990-2014	-0,17%
Zoetwaterfauna	1990-2014	1,10%
Marine fauna	1990-2014	1,60%
Consumptie	1990-2014	1,34%

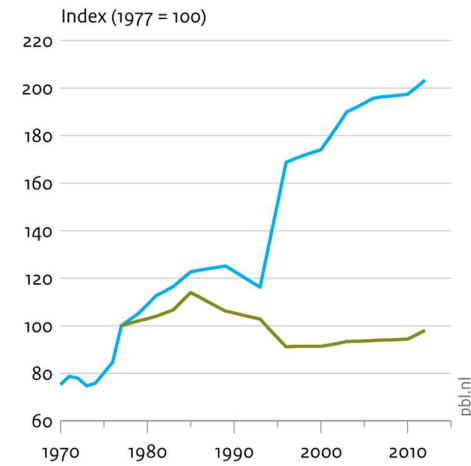
**Tabel 2. Groeivoeten areaal landgebruik per capita ten opzichte van groeivoet reguliere consumptie per capita**

Indicator	Periode	Groeivoet
<i>Recreatie</i>		
Park en plantsoen	1970-2012	2,40%
Consumptie	1970-2012	1,54%
<i>Overig recreatieterrein</i>		
Overig recreatieterrein	1977-2012	-0,06%
Consumptie	1977-2012	1,28%
<i>Agrarisch</i>		
Totaal agrarisch terrein	1977-2012	-0,78%
Consumptie	1977-2012	1,28%
<i>Bos en natuurlijk open terrein</i>		
Bos	1970-2012	-0,26%
Open natuurlijk terrein	1970-2012	-1,32%
Consumptie	1970-2012	1,54%
<i>Water</i>		
Binnenwater	1977-2012	1,87%
Consumptie	1977-2012	1,28%



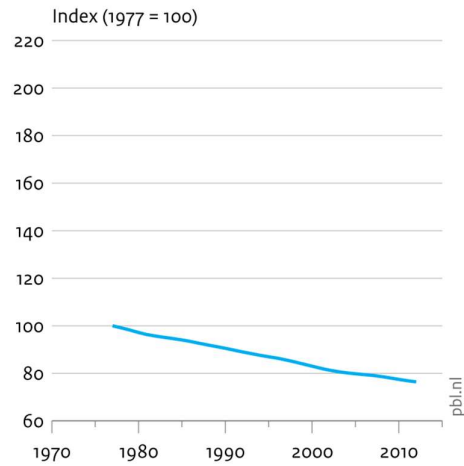
**Figuur 5. Indices van areaal per capita voor verscheidene soorten landgebruik**

Recreatie, 1970 – 2012



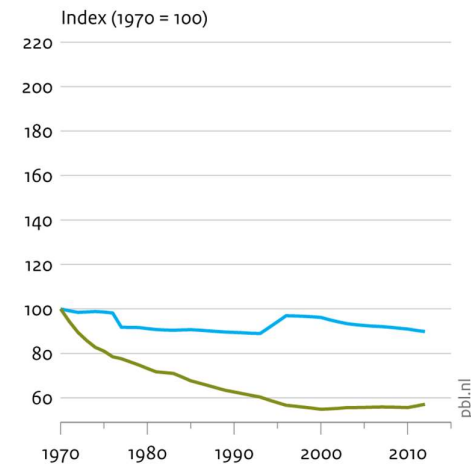
— Parken en plantsoenen  
— Overige recreatie

Agrarisch, 1977 – 2012



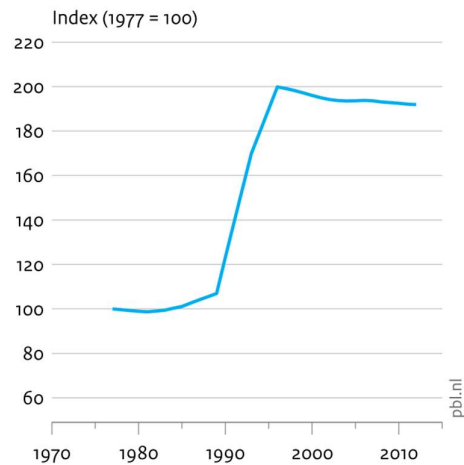
— Totaal agrarisch gebied

Bos en open natuurlijk terrein, 1970 – 2012



— Bos  
— Open natuurlijk terrein

Water, 1977 – 2012



— Binnenwater

### 3.3 Regionale ontwikkelingen

Naast ontwikkelingen voor Nederland als geheel, is het ook interessant om te kijken naar ontwikkelingen in verschillende regio's binnen Nederland, om zo iets te kunnen zeggen over regionale verschillen in relatieve schaarste van ecosystemendiensten. Dit is mogelijk relevant voor die ecosystemendiensten die lokaal geleverd moeten worden, zoals vele culturele diensten (bijvoorbeeld groenrecreatie en esthetische waarde van de leefomgeving) en regulerende diensten (zoals luchtkwaliteit en waterkwaliteit). Voor de twaalf provincies zijn CBS data beschikbaar voor het areaal landgebruik voor de periode 1987-2011. Helaas zijn geen reële cijfers voor reguliere consumptie beschikbaar op provinciaal niveau, dus gebruiken we BBP als indicator voor consumptie. De resulterende regionale verschillen zijn dan slechts vertekend indien het verschil in groei tussen consumptie en BBP (sterk) varieert per provincie

(bijvoorbeeld, indien consumptie minder hard groeit dan BBP in Noord-Holland terwijl consumptie even hard groeit als BBP in Gelderland). Cijfers voor nominaal BBP op provinciaal niveau zijn verkregen via CBS voor de periode 1988-2015, en deze zijn omgerekend naar reëel BBP (in 1988 prijzen) met BBP prijsmutaties (voor Nederland) uit het Centraal Economisch Plan van het CPB (CPB, 2017; zie de [databijlage](#)). Omdat provincies ook verschillen in hun bevolkingsontwikkeling zijn cijfers voor BBP en voor arealen landgebruik uitgedrukt per capita. Hiervoor zijn gegevens van CBS gebruik over bevolkingsontwikkeling per provincie voor de periode 1988-2015. De groeivoeten van reëel BBP per capita en van areaal landgebruik per capita voor de 12 provincies en voor de periode 1988-2012 zijn weergegeven in Tabel 3.

**Tabel 3. Groeivoeten reëel BBP per capita en areaal landgebruik per capita op provinciaal niveau voor de periode 1988-2012**

	Reëel BBP	Binnen-water	Bos	Open natuurlijke terreinen	Park en plantsoen	Agrarisch gebied
Groningen	3,04%	0,94%	2,87%	0,93%	1,80%	-0,38%
Friesland	1,71%	4,57%	0,49%	-0,08%	2,60%	-0,48%
Drenthe	1,52%	1,71%	0,27%	-0,11%	4,17%	-0,71%
Overijssel	2,09%	-0,19%	-0,32%	-0,85%	1,97%	-0,83%
Flevoland	2,11%	3,63%	-2,08%	-3,17%	0,78%	-2,80%
Gelderland	2,23%	0,22%	-0,19%	-0,92%	1,88%	-0,70%
Utrecht	2,50%	-1,48%	-0,90%	-1,31%	1,87%	-1,21%
N-Holland	2,45%	4,09%	0,55%	-0,74%	1,86%	-0,88%
Z-Holland	2,07%	-0,18%	2,14%	-0,18%	1,43%	-0,96%
Zeeland	1,02%	0,08%	1,76%	0,29%	2,63%	-0,49%
N-Brabant	2,67%	0,35%	-0,19%	-0,69%	2,36%	-0,82%
Limburg	2,03%	1,61%	0,37%	-0,77%	3,78%	-0,35%

Zowel qua inkomen als qua ontwikkelingen in areaal zijn er aanzienlijke verschillen te zien tussen provincies, wat in theorie ook zou kunnen leiden tot verschillen in relatieve prijzen voor consumptie (hier gemeten door BBP) en ecosysteemdiensten. Interessant is om te kijken naar verschillen tussen Randstedelijke provincies (Noord-Holland, Zuid-Holland en Utrecht) en niet-Randstedelijke provincies (de rest van de provincies). Gemiddelde groeivoeten voor de verschillende landgebruikstypes en voor reëel BBP voor Randstedelijke en niet-Randstedelijke provincies zijn gepresenteerd in Tabel 4. Het verschil in de BBP groeivoet is zeer klein, en ook de verschillen voor bos, open natuurlijke terreinen en agrarisch gebied zijn gering. De meest in het oog springende verschillen zijn dat zowel binnenwater als parken en plantsoenen relatief schaarser worden in de Randstad ten opzichte van BBP in de Randstad; groei van BBP ligt ongeveer 0,7 procentpunt hoger in beide gevallen. In niet-Randstedelijke gemeenten worden deze landgebruikstypen relatief niet schaarser. Een conclusie die hieraan zou kunnen worden verbonden is dat veranderingen in die landgebruikstypen (binnenwater en parken en plantsoenen) in de Randstad meer gewicht zouden moeten krijgen in de MKBA dan op andere plekken. Anders gezegd, veranderingen in binnenwater en parken en plantsoenen in de Randstad zouden met een relatieve prijsstijging van 1% kunnen worden behandeld, terwijl dergelijke veranderingen buiten de Randstad niet voor een relatieve prijsstijging in aanmerking zouden komen. Hierbij moet worden opgemerkt dat voor het meten van geografische verschillen in culturele diensten de provincie waarschijnlijk niet de juiste schaal is, en een verdergaand onderscheid in mate van verstedelijking waarschijnlijk zinvoller is. Een dergelijk onderscheid zou hoogstwaarschijnlijk ook grote(re) regionale en lokale verschillen te zien geven.

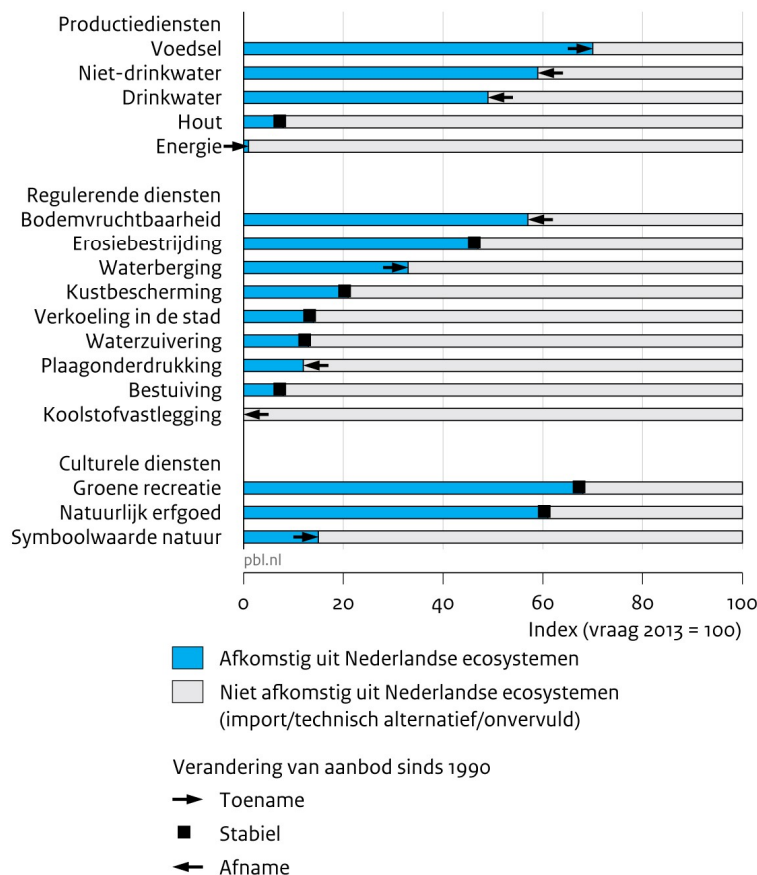
**Tabel 4. Groeivoet reëel BBP per capita en groeivoeten landgebruik per capita voor Randstedelijke en niet-Randstedelijke provincies voor de periode 1988-2012**

	Reëel BBP	Binnen-water	Bos	Open natuurlijke terreinen	Park en plantsoen	Agrarisch gebied
Randstad	2,30%	1,65%	0,28%	-0,58%	1,63%	-0,95%
Niet-Randstad	2,26%	3,04%	-0,01%	-0,47%	2,43%	-0,71%

### 3.4 Data ecosysteemdiensten

Zoals gezegd zijn data en informatie over het aanbod van ecosysteemdiensten in Nederland beperkt, en ontbreken nog belangrijke inzichten in de functionele relatie tussen ecosystemen en ecosysteemdiensten. Een uitzondering hierop is een rapport van De Knecht (2014), waarin onder andere het aanbod van verscheidene ecosysteemdiensten in kaart is gebracht. Het gaat hierbij zowel om intermediaire diensten als om einddiensten. Weliswaar is de lijst met ecosysteemdiensten in dat rapport niet uitputtend, maar het bevat veel belangrijke diensten en geeft een goed beeld van de diversiteit van diensten. Hieronder is een figuur opgenomen uit dat rapport, waaruit blijkt dat het aanbod van veel ecosysteemdiensten in 2013 is gedaald of gelijk is gebleven ten opzichte van het aanbod in 1990 (zie Figuur 6).

**Figuur 6. Aanbod van ecosysteemdiensten, 2013**



Bron: PBL; Alterra, Wageningen UR 2014

www.pbl.nl

Voor deze diensten geldt dus dat hun groeivoet aanzienlijk lager is dan de groeivoet van reguliere consumptie, of zelfs negatief. Voor de productie van voedsel en energie, voor de capaciteit van waterberging en voor de symboolwaarde van natuur blijkt dat zij zijn gestegen sinds 1990. Het is echter niet waarschijnlijk dat de groeivoeten even groot of groter zijn dan die voor consumptie, dat in die periode (1990-2013) met gemiddeld 1,92% groeide per jaar. De data om dit te toetsen ontbreken echter. Met de Natuurlijk Kapitaal Rekeningen die het CBS momenteel ontwikkelen binnen het systeem van milieurekeningen, kan hier in de toekomst meer zicht op komen.

Het is belangrijk om te beseffen dat de lijst in Figuur 6 zowel einddiensten als intermediaire diensten bevat. Hoewel einddiensten in principe wel een rol in de MKBA spelen en intermediaire diensten niet, zijn in de MKBA-praktijk de effecten van maatregelen op einddiensten vaak moeilijk te meten, terwijl effecten op intermediaire diensten en natuur beter in kaart zijn te brengen. Om deze reden blijft het relevant om de relatieve schaarste van intermediaire diensten en natuur in kaart te brengen.

### 3.5 Conclusie en discussie

Data over ontwikkelingen in vraag en aanbod van ecosysteemdiensten zijn schaars, maar de beschikbare data laten wel zien dat voor de meeste diensten de groeivoet achterloopt bij die van reguliere consumptie. Hierbij moet worden opgemerkt dat deze informatie vaak onvolledig is, van kwalitatieve aard is, en/of gebaseerd is op inschattingen. Maar ook data over achterliggende ecosystemen en natuur laten zien dat deze in veruit de meeste gevallen relatief schaarser worden ten opzichte van consumptie. Op basis van deze twee bronnen concluderen we dat ecosysteemdiensten in het algemeen relatief schaarser worden ten opzichte van reguliere consumptie.

De data over ecosystemen en natuur zijn uiteraard indicatoren voor de ecosysteem-einddiensten die we idealiter zouden willen meten. De vraag is immers niet of biodiversiteit relatief schaarser wordt, maar of dit er voor zorgt dat de ecosysteem-einddiensten die zij levert relatief schaarser worden. Dit geeft aan dat het noodzakelijk is meer data en informatie over de ontwikkeling van ecosysteemdiensten te verzamelen, en kennis te ontwikkelen over productiefuncties van ecosysteemdiensten, en de rol daarin van ecosystemen, hun kenmerken en hun kwaliteit (zie ook Hoofdstuk 6). We nemen voor nu aan dat er een lineaire relatie bestaat tussen de door ons gebruikte indicatoren en ecosysteem-einddiensten. Met deze aanname laten onze resultaten zien dat de groeivoet van consumptie groter is dan die van ecosysteemdiensten, en dat de laatste categorie dus relatief schaarser is geworden gedurende de afgelopen decennia. Kwantitatief liggen de verschillen in de jaarlijkse groeivoeten tussen de 0% en 3%.

# 4. Substitutie tussen ecosysteemdiensten en consumptie in de nutsfunctie

Voor het bepalen van de relatieve prijsstijging van ecosysteemdiensten is het van belang om, naast de relatieve groeivoet van ecosysteemdiensten, zicht te hebben op de mogelijkheden om deze diensten te vervangen of substitueren met reguliere consumptie. Voor onze doeleinden is het dus relevant om inzicht te verkrijgen in de mogelijkheden voor substitutie tussen ecosysteemdiensten en consumptie in de welvaartsfunctie. Het begrip dat hierbij centraal staat is de substitutie-elasticiteit (zie ook vergelijking 6). In vrijwel alle analyses over dit onderwerp wordt gebruik gemaakt van een CES model, met als centrale kenmerk een constante elasticiteit van substitutie tussen, in ons geval, consumptie ( $C$ ) en ecosysteemdiensten ( $E$ ). Ebert (2003: 452–453) laat zien dat bij een CES-nutsfunctie de elasticiteit van substitutie  $\sigma$  tussen  $E$  en  $C$  wordt afgeleid uit de inkomenselasticiteit van de *willingness to pay* (WTP) voor  $E$ . Deze is gelijk aan  $1/\sigma$  en meet de procentuele verandering in de WTP voor  $E$  als gevolg van een stijging in inkomen van 1%. De literatuur bevat vele schattingen van deze elasticiteit. Baumgärtner et al. (2015) gebruiken een schatting afkomstig uit een meta-analyse van *contingent valuation* studies naar de WTP voor biodiversiteit (Jacobsen en Hanley, 2009). In deze meta-analyse worden 145 verschillende WTP schattingen voor biodiversiteit uit 46 *contingent valuation* studies gebruikt. Uit de analyses in deze studie volgt een gemiddelde inkomenselasticiteit van 0.38, oftewel, de WTP voor biodiversiteit stijgt met 0.38% bij een inkomensstijging van 1%. Dit komt overeen met een substitutie elasticiteit van ongeveer 2.6. Blijkbaar zijn biodiversiteit en reguliere consumptie tot op zekere hoogte substitueerbaar.

Dit resultaat komt overeen met andere bevindingen in de literatuur. Uit een overzicht van parameters in Drupp (2016) blijkt dat substitutie-elasticiteiten in de wetenschappelijke literatuur vrijwel zonder uitzondering groter zijn dan 1, en dat vele van de waarden *ruim* groter zijn dan 1 (zie Tabel 5). Verder blijkt dat dit geldt voor uiteenlopende diensten als biodiversiteit, diensten uit bos, diensten uit aquatische natuur, luchtkwaliteit, waterkwaliteit, landschap *amenities* en recreatie (voor andere recente literatuur zie Brander en Koetse, 2011).

Studies specifiek voor Nederland zijn schaars. Bouma en Koetse (2017) doen een *contingent valuation* studie naar de betalingsbereidheid van Nederlanders voor extensieve landbouw met grote biodiversiteitsvoordelen. Zij vinden een positieve relatie tussen inkomen en WTP voor biodiversiteit, met een bijbehorende substitutie-elasticiteit tussen 1.7 en 2, afhankelijk van de gekozen modelspecificatie.

**Tabel 5. Schattingen van de substitutie-elasticiteit tussen ecosysteemdiensten en reguliere consumptie uit de literatuur**

Studie	Ecosysteemdienst	Substitutie elasticiteit $\sigma$
Martini en Tiezzi (2014)	Verbetering luchtkwaliteit	0.86
Schläpfer en Hanley (2003)	Landschap <i>amenities</i>	1.11
Lindhjem en Tuan (2012)	Biodiversiteit	1.37
Hökby en Söderqvist (2003)	Verzamelde ecosysteemdiensten	1.47
Ready et al. (2002)	Verbetering waterkwaliteit	1.69
Liu en Stern (2008)	Verzamelde marine diensten	2.38
Jacobsen en Hanley (2009)	Biodiversiteit	2.63
Broberg (2010)	Bestaanswaarde <i>predator</i> soorten	2.70
Carlsson en Johansson-Stenman (2000)	Verbetering luchtkwaliteit	3.13
Chiabai et al. (2011)	Verzamelde bos diensten	3.23
Söderqvist en Scharin (2000)	Verbetering waterkwaliteit	3.70
Wang en Whittington (2000)	Verbetering luchtkwaliteit	3.70
Barbier et al. (2015)	Verbetering waterkwaliteit	3.85
Whitehead et al. (2000)	Verbetering recreatie	4.17
Hammit et al. (2001)	Behoud wetlands	4.55
Wang et al. (2013)	Verbetering waterkwaliteit	4.76
Yu en Abler (2010)	Verbetering luchtkwaliteit	5.00
Barton (2002)	Verbetering waterkwaliteit	7.14

Bron: Berekeningen op basis van Tabel 1 in Drupp (2016)

*Bovenstaande schattingen impliceren vrijwel zonder uitzondering een substitutie-elasticiteit  $\sigma$  die groter is dan 1!* Dit betekent dat reguliere consumptie en ecosysteemdiensten in het algemeen substitueerbaar zijn binnen de welvaartsfunctie, maar ook dat het geen perfecte substituten zijn. Ook suggereren de schattingen dat de mogelijkheid tot substitutie in de welvaartsfunctie enigszins verschillen per ecosysteemdienst.

#### *Locatie-gebonden ecosysteemdiensten*

Een mogelijke uitzondering op bovenstaande inzichten zijn ecosysteemdiensten die sterk locatie gebonden zijn. Belangrijke voorbeelden hiervan zijn aanbod en kwaliteit van buitenrecreatie in de leefomgeving, en kwaliteit van de leefomgeving zelf (esthetische kwaliteit maar ook luchtkwaliteit). Mogelijk geldt dit ook (in mindere mate) voor de werkomgeving. Met name in sterk verstedelijkte gebieden staat het aanbod van deze diensten onder druk. De centrale discussie hierbij is in hoeverre deze diensten substitueerbaar zijn met reguliere consumptie. Bijvoorbeeld, in hoeverre is een daling in nut door een gebrek aan aanbod en/of kwaliteit van recreatie in de leefomgeving te vervangen door nut verkregen uit extra consumptie en/of binnen-recreatie (tv en gamen, theater en bioscoopbezoek, etc.)? Het antwoord op deze vraag zal verschillen per persoon, maar voor velen is goed te beargumenteren dat deze zaken sterk complementair zijn, en dus dat buitenrecreatie slechts in beperkte mate vervangbaar is door consumptie en binnen recreatie.<sup>8</sup> Empirische literatuur over dit specifieke onderwerp ontbreekt echter grotendeels, dus verder onderzoek over dit onderwerp is wenselijk.<sup>9</sup> Tot dergelijk onderzoek anders uitwijst, lijkt het verstandig om daar waar het aanbod van lokale ecosysteemdiensten onder druk staat en dus relatief schaarser wordt dan BBP, uit te gaan van beperkte mogelijkheden tot substitutie. Logischerwijs komen met name sterk verstedelijkte gebieden hiervoor in aanmerking.

<sup>8</sup> Buitenrecreatie is wellicht ook in beperkte mate substitueerbaar met vakanties in het buitenland.

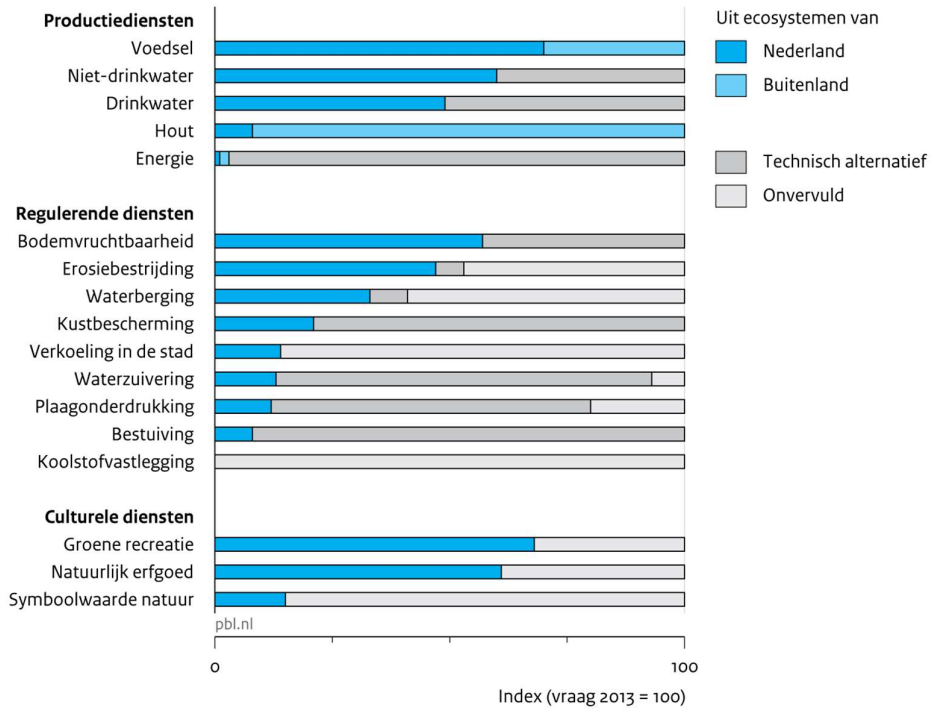
<sup>9</sup> In een theoretische studie onderzoekt Drupp (2016) de gevolgen voor een relatieve prijsstijging van ecosysteemdiensten van het bestaan van wat hij noemt *subsistence levels*, met als resultaat dat *subsistence levels* de relatieve prijs van ecosysteemdiensten doen toenemen. Onze overwegingen bij schaarste van ecosysteemdiensten op lokale schaal vertonen overeenkomsten met deze *subsistence levels*. De redenatie hier is dat indien bijvoorbeeld lokale luchtkwaliteit onder een bepaald niveau zakt, dit een zeer sterk effect heeft op de welvaart van mensen die op die locatie wonen/werken. Naar het bestaan van dergelijke *tipping points* in de nutsfunctie dient verder onderzoek gedaan te worden.

### *Substitutie met technologie en met import uit het buitenland*

Naast substitutie met reguliere consumptie in de welvaartsfunctie bestaat er ook substitutie van ecosysteemdiensten in de productiefunctie. Het is mogelijk om (intermediaire) ecosysteemdiensten die een productiefactor zijn te substitueren met technologie. Voorbeelden hiervan zijn het gebruik van kunstmest en pesticiden in landbouw, en het gebruik van digitale technologie om de kwaliteit van recreatie te verbeteren. Sommige ecosysteem-einddiensten kunnen ook met import uit het buitenland gesubstitueerd worden, met name productiediensten. Strikt genomen gaat het hier dus om vormen van substitutie die ervoor zorgen dat de relatieve groei van de einddiensten gelijke tred houdt met reguliere consumptie (zie voor details Hoofdstuk 6).

Informatie over deze twee vormen van substitutie wordt gegeven in het rapport van De Knecht (2014), waarin voor verscheidene einddiensten en intermediaire diensten een inschatting wordt gemaakt voor substitutie met het buitenland en met technische alternatieven. Figuur 7 geeft hiervan een overzicht. Substitutie met het buitenland is met name relevant voor producerende ecosysteemdiensten, met name voor voedsel, hout en energie. In feite geldt dat elk uit de natuur afkomstig product dat wordt verhandeld op internationale markten substitueerbaar is met het buitenland. De achterliggende aanname hierbij is dat productiediensten wereldwijd niet schaarser worden. Hieruit blijkt ook dat productiediensten een globaal karakter hebben, en dat de groeivoeten van productiediensten op internationaal niveau van belang zijn. Technische alternatieven zijn met name beschikbaar voor watervoorziening, waterberging, bodemvruchtbaarheid, kustbescherming, waterzuivering en plaagonderdrukking. Van deze diensten kunnen met name watervoorziening en waterberging deels als einddiensten worden bestempeld die (deels) door technische alternatieven kunnen worden ondervangen – het gaat dan om substitutie binnen de welvaartsfunctie. De andere categorieën zijn intermediaire diensten, waarbij substitutie met technologie gaat om substitutie binnen de productiefunctie. Voorbeelden hiervan zijn het gebruik van kunstmest en pesticiden, welke gebruikt worden als vervanging voor natuurlijke bodemvruchtbaarheid en natuurlijke plaagbestrijding door ecosystemen. In Hoofdstuk 6 gaan wij verder in op deze vorm van substitutie. Hierbij is het van belang om op te merken dat technische substitutie vaak leidt tot externaliteiten, welke een belangrijke rol spelen in MKBA's. Dit kunnen externaliteiten zijn op andere ecosysteemdiensten, maar ook externaliteiten op dezelfde ecosysteemdienst waar technologie het substitueert voor is. Een goed voorbeeld hierbij is wederom bodemproductiviteit, welke vergoot kan worden door het gebruik van kunstmest en pesticiden. Deze technologische hulpmiddelen hebben op de langere termijn negatieve effecten op diezelfde bodemproductiviteit. Deze externaliteiten dienen in kaart te worden gebracht, en meegenomen te worden in de MKBA.

**Figuur 7. Substitutie van ecosystemendiensten met import uit het buitenland en met technische alternatieven, 2013**



Bron: PBL; Alterra, Wageningen UR 2014



# 5. Relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten

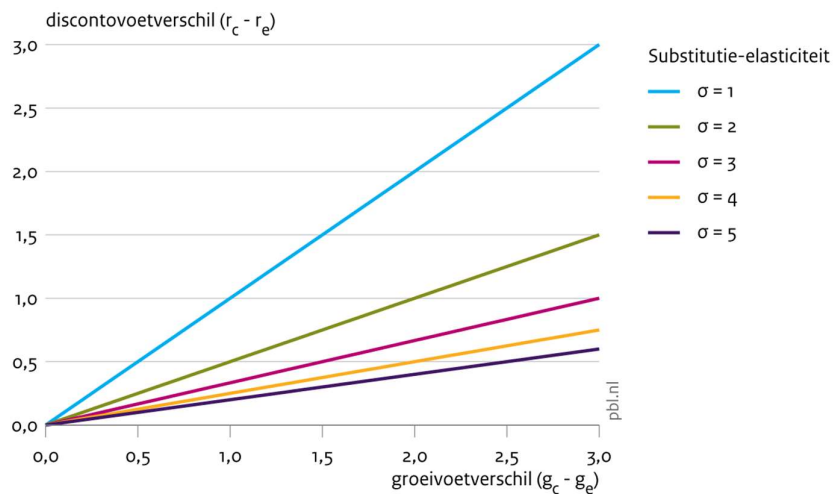
In dit hoofdstuk leiden we af binnen welke range de relatieve prijsstijging van ecosysteemdiensten kan liggen. Dit doen we op basis van de hierboven gepresenteerde gegevens over groeivoeten en substitutiepotentieel. Voor de groeivoeten gebruiken we, ten eerste, gegevens voor arealen van ecosystemen en intermediaire diensten omdat groeivoeten van ecosysteme-einddiensten grotendeels ontbreken. Ten tweede zijn we aangewezen op een aanname omtrent de relatie tussen ecosystemen en intermediaire diensten aan de ene kant, en de ecosysteem-einddiensten die zij leveren aan de andere kant omdat deze relaties grotendeels onbekend zijn in kwantitatieve zin. In dit rapport nemen we zonder andere vermelding aan dat deze relatie proportioneel is. In hoofdstuk 6 wordt in detail besproken wat de gevolgen kunnen zijn van niet-proportionele relaties. Met deze aanname laten we in dit hoofdstuk zien wat de bandbreedte van de relatieve prijsstijging is op basis van historische data (sectie 5.1) en op basis van aannamen die zijn gemaakt in de meest recente WLO scenario's (sectie 5.2).

## 5.1 Relatieve prijsstijging historische data

Met onze aanname van een proportionele relatie hebben we de relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten berekend volgens de Ramsey-regel (vergelijking 6) op basis van substitutie elasticiteiten uit de literatuur (Hoofdstuk 4) en historische groeivoeten van BBP en ecosysteemdiensten (Hoofdstuk 3). Voor het verschil in groeivoeten tussen ( $g_c - g_e$ ) hebben we waarden genomen van 0% tot 3%, en voor  $\sigma$  hebben we waarden van 1 tot 5 genomen. Het resultaat van deze exercitie is opgenomen in Figuur 8.

De figuur laat zien dat een relatieve prijsstijging van 1% voor ecosysteemdiensten te verantwoorden is voor het groot deel van de in de vorige hoofdstukken gepresenteerde data: de relatieve prijsstijging is veelal groter dan 0,5 voor de in de simulatie gehanteerde cijfers. Daarnaast geldt dat ook een relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten groter dan 1% te verantwoorden is bij relatief beperkte mogelijkheden tot substitutie. De figuur laat ook zien dat de spreiding groot is, en dat de theoretisch te verantwoorden relatieve prijsstijging sterk afhangt van de relatieve schaarste en de mogelijkheid tot substitutie.

**Figuur 8. Verschil in discontovoet tussen reguliere consumptie en ecosysteemdiensten bij historische verschillen in groeivoeten en bij verschillende substitutie-elasticiteiten**



## 5.2 Relatieve prijsstijging in de WLO scenario's

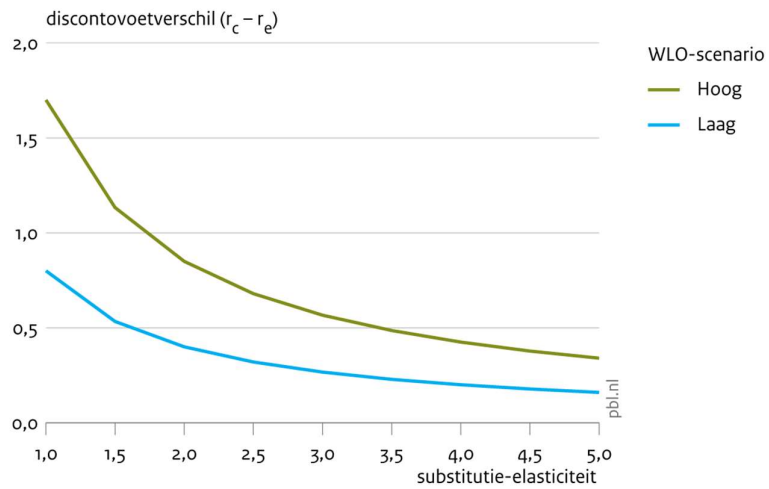
In deze sectie onderzoeken we in hoeverre de aannames die zijn gemaakt in de meest recente WLO-scenario's (CPB, PBL, 2015) de bandbreedte van een relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten beïnvloeden. De WLO-scenario's gaan voor de periode 2010-2050 uit van een reële economische groei van 2% per jaar in het hoge scenario en 1% per jaar in het lage scenario; we nemen aan dat groeivoeten voor reguliere consumptie gelijk zijn aan die voor BBP in deze periode.<sup>10</sup> In diezelfde WLO scenario's groeit het areaal voor natuur tussen 2010 en 2050 met 50.000 hectare (9%) in het lage scenario en met 75.000 hectare (13%) in het hoge scenario (zie CPB/PBL, 2015, Cahier Landbouw, pp.30-31). Dit komt neer op een jaarlijkse groeivoet voor natuur van 0.22% in het lage scenario en 0.32% in het hoge scenario. Om groeicijfers per capita te krijgen gebruiken we de bevolkingsgroeicijfers in de WLO scenario's; bevolkingsgroei per jaar van -0,05% in het lage scenario en bevolkingsgroei per jaar van 0,37% in het hoge scenario. Dit resulteert in een groeivoet van BBP (C) per capita van 1,05% in het lage en van 1,63% in het hoge scenario, en een groeivoet van natuur per capita van 0,27% in het lage en -0,04% in het hoge scenario.

Het verschil in groeivoeten in de WLO scenario's is dan 0.78% in het lage scenario en 1.67% in het hoge scenario. Tabel 6 toont voor deze verschillen in groeivoeten en voor verscheiden substitutie-elasticiteiten de relatieve prijsstijging (om presentatie-redenen tonen we de resultaten voor verschillen in groeivoeten van 0.8% en 1.7%). Hieraan zijn drie conclusies verbonden. Ten eerste is een relatieve prijsstijging van meer dan 1% slechts toepasbaar in het hoge WLO scenario en bij relatief beperkte mogelijkheden tot substitutie. Ten tweede is een relatieve prijsstijging van afgerond 1% gepast bij substitutie elasticiteiten kleiner dan 3,5 en groter dan 1 in het hoge scenario, en bij substitutie elasticiteiten gelijk aan of kleiner dan 1,5 in het lage scenario; de relatieve prijsstijging ligt in deze gevallen op z'n minst boven de 0,5%. Ten slotte is het gepast geen relatieve prijsstijging toe te passen in het lage scenario

<sup>10</sup> We rekenen hier met de groei van het BBP en niet met de groei van reguliere consumptie C. Historisch gezien lag de consumptiegroei onder die van het BBP, en rekenen met BBP leidt dan tot een overschatting van de relatieve prijsstijging. In de eerstkomende decennia ligt de groei van echter C licht hoger dan de groei van BBP. Door de vergrijzing zullen de ontsparringen van de pensioenen groter zijn dan de besparingen voor pensioenen, waardoor er per saldo extra koopkracht ontstaat. De hogere koopkracht zorgt er mede voor dat C sneller toeneemt dan de economische groei. Door te rekenen met BBP in dit hoofdstuk krijgen we een lichte onderschatting van de relatieve prijsstijging. Zie ook de bijlage.

bij substitutie-elasticiteiten groter dan 1,5 en in het hoge scenario bij substitutie-elasticiteiten gelijk aan of groter dan 3,5; de relatieve prijsstijging ligt in deze gevallen beneden de 0,5%. Uiteraard is in de praktijk vrijwel onmogelijk de precieze elasticiteit aan te geven, maar deze cijfers geven aan dat er ruimte is voor heterogeniteit in de hoogte van de relatieve prijsstijging die wordt toegepast.

**Figuur 9. Relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten in WLO-scenario's laag en hoog bij verschillende substitutie-elasticiteiten**



# 6. Productiefuncties van ecosysteem-eind-diensten

Indien informatie over ecosysteem-einddiensten ontbreekt, kunnen gegevens over natuur en intermediaire ecosysteemdiensten dienen als indicatoren voor einddiensten. Dit geldt voor de historische ontwikkeling van einddiensten, wat voor deze studie belangrijk is, maar ook voor effectmetingen in de MKBA praktijk. Daarnaast geldt dat in Hoofdstuk 2 zowel reguliere consumptie als consumptie van ecosysteem-einddiensten als exogeen zijn verondersteld, terwijl deze mogelijk endogeen zijn en afhangen van intermediaire ecosysteemdiensten maar ook kapitaal, technologie en arbeid. Het is daarom cruciaal dat inzicht wordt verkregen in de relaties tussen natuur en intermediaire ecosysteemdiensten aan de ene kant en reguliere consumptie en ecosysteem-einddiensten aan de andere. Zonder dit inzicht zijn we aangewezen op aannames over de omvang en vorm van deze relaties, wat tot fouten kan leiden bij het inschatten van de groeivoeten consumptie en van einddiensten en het bepalen van effecten in een MKBA.

In dit hoofdstuk breiden we daarom het standaard theoretische raamwerk uit naar een nutsfunctie waarbij ecosysteemdiensten terugkomen als einddiensten ( $E^f$ ) maar ook een rol hebben als inputfactor (of intermediaire diensten:  $E^i$ ) in het produceren van  $C$  en  $E^f$ . Het voornaamste kenmerk van deze uitbreiding is dat  $C$  en  $E^f$  niet langer exogeen maar endogeen zijn, en dus onder andere afhangen van  $E^i$ . De twee belangrijkste redenen voor deze uitbreiding zijn het in kaart brengen van: (1) de gevolgen voor de relatieve prijsstijging van het opnemen van intermediaire ecosysteemdiensten in de productiefunctie van  $C$  en  $E^f$ ; (2) de gevolgen voor de relatieve prijsstijging van niet-lineaire relaties (e.g., relatie met een *tiping point*) tussen intermediaire ecosysteemdiensten en ecosysteem-einddiensten. Op deze manier willen we aantonen hoe niet alleen ecosysteem-einddiensten maar ook intermediaire ecosysteemdiensten de relatieve prijsstijging kunnen beïnvloeden, en ook dat zij op zichzelf een rol kunnen spelen in MKBA's. De nieuwe welvaartsfunctie is als volgt:

$$W = \int_{t=0}^{\infty} U(C_t, E_t^f) e^{-\rho t} dt, \quad (7)$$

en:

$$C_t = h(K_t, L_t, E_t^i), \quad (8)$$

$$E_t^f = h(K_t, L_t, E_t^i), \quad (9)$$

waarbij  $K$  staat voor kapitaal en technologie, en  $L$  staat voor arbeid. Uit deze welvaartsfunctie blijkt ook direct het nut van een onderscheid tussen *substitutie binnen de nutsfunctie* aan de ene kant (substitutie tussen  $C$  en  $E^f$  in vergelijking 7), en *substitutie binnen de productiefunctie* aan de andere (substitutie tussen  $K, L$  aan de ene kant en  $C$  en  $E^f$  aan de andere in vergelijkingen 8 en 9).

De verschillende vormen van substitutie binnen de productiefuncties zijn relevant omdat ze relatieve groeivoeten van ecosysteem-einddiensten en van consumptie beïnvloeden. Een voorbeeld van substitutie binnen de productiefunctie in vergelijking 8 is het negatieve effect

van luchtvervuiling op arbeidsinzet en -productiviteit. Voorbeelden van substitutie binnen de productiefunctie in vergelijking 9 zijn het gebruik van kunstmest en pesticiden om de productiviteit van landbouw te vergoten, en het gebruik van dijken in plaats van duinen voor kustbescherming. Een ander voorbeeld is het gebruik van digitale technologie in het reguleren van vraag en kwaliteit van recreatie; bijvoorbeeld, real-time en ruimtelijk specifiek informatie over recreatiedrukke kan zorgen voor een betere ruimtelijke spreiding en daardoor een hogere kwaliteit van recreatie. Het onderscheid tussen substitutie in de welvaartsfunctie en substitutie binnen de productiefuncties is dus dat de eerste vorm van substitutie de relatieve prijsstijging beïnvloedt via de substitutie-elasticiteit, terwijl de tweede vorm van substitutie de relatieve prijsstijging beïnvloedt via het verschil in groeivoeten (zie vergelijking 6). Echter, uiteindelijk leidt een toename in beide vormen van substitutie tot een daling in de relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten.

## 6.1 Gevolgen nieuwe welvaartsfunctie voor inzichten relatieve prijsstijging

In deze paragraaf staat de vraag centraal welke relatieve prijsstijging moet worden toegepast op ecosysteem-einddiensten ( $E^f$ ) wanneer  $E^i$  ook effecten heeft op  $C$  en  $E^f$ . Het probleem bij het beantwoorden van deze vraag is dat de omvang van de effecten van  $E^i$  op  $C$  en  $E^f$  voor veel ecosysteemdiensten onbekend is (oftewel, de vorm van de productiefuncties is onbekend). Ook in de WLO scenario's zijn ontwikkelingen van  $E^i$  niet expliciet meegenomen bij het bepalen van  $C$  en  $E^f$ . Merk op dat historische tijdreeksen van de groeivoet van consumptiegoederen  $C$  per definitie de invloed van  $E^i$  meenemen. Inzichten in de relatie van  $E^i$  op  $C$  en  $E^f$  zijn met name van belang om te achterhalen hoe de groeivoet van  $E^i$  en substitueerbaarheid op elkaar inwerken en de relatieve prijsstijging van  $E^f$  beïnvloeden. De kennis hieromtrent is zeer beperkt, en wij beperken er ons in dit rapport toe enige lijnen voor toekomstig onderzoek te benoemen. Ten eerste is het van belang om binnen het Ramsey raamwerk theoretisch af te leiden wat de mogelijke gevolgen zijn van het effect van  $E^i$  op  $C$  en  $E^f$ . Ten tweede is het van belang om de vorm van de productiefuncties te onderzoeken op basis van empirische data. Deze twee lijnen van onderzoek moeten leiden tot meer inzichten in de effecten van de uitbreiding van het theoretisch raamwerk op de verschillende discontovoeten en een relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten in de MKBA.

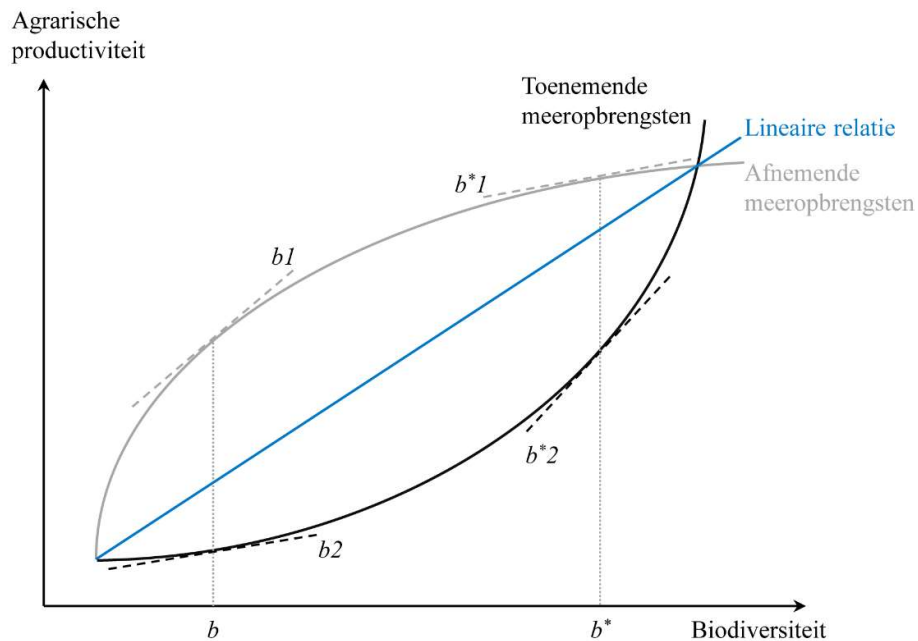
## 6.2 Gevolgen van niet-lineaire productiefuncties op inzichten relatieve prijsstijging

Voor de meeste ecosysteemdiensten is de vorm van de productiefunctie in (8) niet bekend, althans niet in kwantitatieve zin. In het vorige hoofdstuk hebben we bij het bepalen van een relatieve prijsstijging aangenomen dat de productiefunctie lineair is, oftewel dat er een proportionele relatie bestaat tussen natuur en intermediaire ecosysteemdiensten enerzijds, en ecosysteem-einddiensten anderzijds. In sommige gevallen zal dit een plausibele aanname zijn, bijvoorbeeld bij de relatie tussen areaal bos en de productiewaarde van hout, maar in andere gevallen niet, zoals bijvoorbeeld bij de relatie tussen biodiversiteit en bodemproductiviteit. Onderzoek naar  $E^f$  productiefuncties is dus essentieel, en het is voor onze doeleinden met name van belang om in kwalitatieve zin te onderzoeken wat de gevolgen kunnen zijn van niet-lineaire productiefuncties voor de inzichten omtrent een relatieve prijsstijging. Om dit te kunnen beoordelen nemen we de relatie tussen biodiversiteit en agrarische productiviteit als voorbeeld. In Figuur 10 zijn een lineaire relatie en relaties met toe- en afnemende meeropbrengsten grafisch weergegeven. Bij een lineaire relatie is de invloed van biodiversiteit op agrarische productie constant, en gelijk aan de helling van de lijn. Bij niet-lineaire relaties is deze marginale invloed gelijk aan de helling van de raaklijn, welke verschillend is bij elk punt op de curve. Bekijk nu eerst de marginale invloed van biodiversiteit op agrarische productie in punt  $b$ . Bij een relatie met afnemende meeropbrengsten is de marginale invloed

gelijk aan de helling van raaklijn  $b1$ , en dus groter dan de marginale invloed bij een lineaire relatie. Bij een relatie met toenemende meeropbrengsten is de marginale invloed gelijk aan de helling van raaklijn  $b2$ , en dus kleiner dan de marginale invloed bij een lineaire relatie. In punt  $b^*$  is dit echter precies andersom, dat wil zeggen, de marginale invloed bij afnemende meeropbrengsten (helling raaklijn  $b^*1$ ) is kleiner dan bij een lineaire relatie, terwijl bij toenemende meeropbrengsten de marginale invloed (helling raaklijn  $b^*2$ ) groter is dan bij een lineaire relatie.

In conclusie, bij niet-lineariteit van de relatie tussen intermediaire ecosysteemdiensten en ecosysteem-einddiensten kan onze aanname van een lineaire relatie leiden tot zowel een over- als een onderschatting van de groeivoet van einddiensten. Om iets zinnigs te kunnen zeggen over de kwaliteit van intermediaire diensten als indicator van einddiensten, is het dus cruciaal dat inzicht wordt verkregen in de functionele relatie tussen ecosystemen en hun ecosysteemdiensten EN in de huidige situatie, i.e., waar het systeem zich nu bevindt.

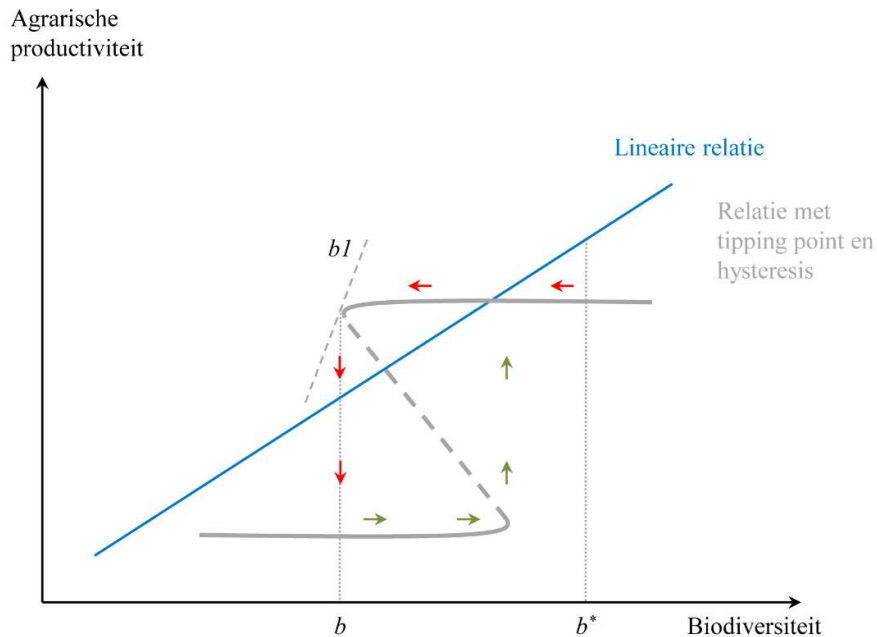
**Figuur 10. Voorbeeld van een lineaire relatie tussen biodiversiteit ( $E^i$ ) en agrarische productiviteit ( $E^e$ ) en van relaties met toenemende en afnemende meeropbrengsten**



### 6.3 Productiefuncties met *tipping points* en hysteresis

Daar waar afwijkingen van een lineaire relatie beperkt zijn, leidt ook de aanname van een lineaire relatie tot geringe fouten in de inschatting van marginale effecten op ecosysteem-einddiensten. Afwijkingen van lineariteit kunnen echter omvangrijk zijn, zoals bij relaties die worden gekenmerkt door zogenoemde *tipping points* en hysteresis; oftewel, een relatie die wordt gekenmerkt door een omslagpunt naar twee stabiele toestanden. In Figuur 11 is een dergelijke relatie weergegeven.

**Figuur 11. Voorbeeld van relatie tussen biodiversiteit ( $E'$ ) en agrarische productiviteit ( $E'$ ) die wordt gekenmerkt door een *tipping point* en hysteresis**



Stel nu dat er een daling in biodiversiteit optreedt. In punt  $b^*$  heeft deze daling duidelijk geen invloed op agrarische productiviteit en dus ook niet op welvaart. In punt  $b$  heeft een daling in biodiversiteit ineens een zeer grote invloed (helling lijnstuk  $b1$ ), slaat het systeem om en belandt het in een nieuw evenwicht met een aanzienlijk lagere productiviteit (rode pijlen). Problematisch in dit systeem is dat het moeilijk is om vanuit het nieuwe evenwicht met lage productiviteit terug te keren naar het oude evenwicht met hoge productiviteit (hysteresis; groene pijlen). In het meest extreme geval is terugkeren naar het oude evenwicht zelfs onmogelijk (onomkeerbaarheid), al is dit niet de situatie die in Figuur 11 staat afgebeeld. Uit de figuur blijkt ook dat marginale dalingen in biodiversiteit heel lang niet tot veranderingen in relatieve schaarste van bodemproductiviteit leiden en dus ogenschijnlijk niet problematisch zijn. Hierbij wordt dus niet gecorrigeerd voor het feit dat elke marginale daling het systeem dichterbij een *tipping point* brengt. Wanneer de ligging van een dergelijk *tipping point* bekend is, hoeft het naderen van het *tipping point* niet direct tot problemen te leiden, mits tijdig kan worden voorkomen dat het *tipping point* wordt bereikt. Echter, in de praktijk is het bestaan en de ligging van *tipping points* zeer onzeker, waardoor elke marginale daling (in biodiversiteit) het risico vergroot dat grote negatieve welvaartseffecten ontstaan. Er zijn wel mogelijkheden om uit de dynamiek van het ecologische systeem af te leiden dat we een *tipping point* naderen. Een toenemende dynamiek in het systeem kan daarop duiden en wordt daarom een *early warning signal* genoemd (zie Scheffer et al., 2009). Het meenemen in een MKBA van zowel de directe welvaartseffecten ALSMEDE het risico op grote welvaartseffecten in de toekomst is van groot belang.<sup>11</sup> In dergelijke gevallen is het momenteel mogelijk om in de MKBA een voorzorgsprincipe te hanteren, al is niet duidelijk onder welke omstandigheden een dergelijk principe toegepast kan worden, en is het principe zelf vaag omschreven.

<sup>11</sup> Voorbeelden van tipping points of regime shifts zijn legio (zie bijvoorbeeld [www.regimeshifts.org](http://www.regimeshifts.org)). De meeste van deze voorbeelden geven overigens tipping points in een ecosysteem weer, wat niet hetzelfde hoeft te zijn als een tipping point in de productiefunctie van ecosystemendiensten.

## 6.4 Conclusie

Indien informatie over historische of toekomstige ontwikkeling van ecosysteem-einddiensten ontbreekt, kan informatie over de ontwikkeling van intermediaire ecosysteemdiensten dienen als indicator voor de ontwikkeling van deze einddiensten. Tot nu toe is in dit rapport aangenomen dat de relatie tussen intermediaire diensten en einddiensten lineair is. De vraag is dan wat er met de conclusie over de discontovoet gebeurt indien die aanname niet klopt. Zoals is aangetoond in paragraaf 6.1 kunnen zowel niet-lineaire relaties met toenemende meeropbrengsten en niet-lineaire relaties met afnemende meeropbrengsten leiden tot zowel overschattingen EN onderschattingen van de historische trend van einddiensten. Kortom, zolang informatie over de functionele vorm van de relatie tussen intermediaire diensten en einddiensten ontbreekt, is de aanname van een lineaire relatie een goed uitgangspunt.

Ook indien wel informatie beschikbaar is over de ontwikkeling van einddiensten, is het belangrijk om informatie te hebben over de relatie tussen intermediaire diensten en ecosysteem-einddiensten. Dit is met name het geval wanneer de relatie sterk niet-lineair is, in welk geval een toenemende schaarste in natuur of intermediaire diensten mogelijk zeer beperkt tot uitdrukking komt in schaarste van een einddienst. Voor relaties met zogenaemde *tipping points* en hysteresis betekent dit dat effecten op einddiensten ineens heel groot zijn, dat ze pas worden opgemerkt wanneer het *tipping point* wordt overschreden, en dat ze moeilijk omkeerbaar zijn vanwege hysteresis. In dergelijke situaties kan het verstandig zijn om naast schaarste in de einddienst ook schaarste in intermediaire diensten te monitoren om zo *early warning signals* in ecologische systemen te kunnen identificeren. Aanvullend is het ook aan te raden om voor bepaalde gebieden het zekere voor het onzekere te nemen en deze vanuit een voorzorgsprincipe te beschermen. In Nederland wordt al jaren gewerkt aan het Natuurnetwerk Nederland (voorheen Ecologische Hoofdstructuur). Aan de ene kant is deze bedoeld om zeldzame soorten en natuurtypen te beschermen en corridors te ontwikkelen zodat soorten zich kunnen verplaatsen om zo ecosysteemdiensten als symboolwaarde en natuurlijk erfgoed in stand te houden. Aan de andere kant is deze bedoeld om het functioneren van het natuurlijke systeem te beschermen. Ondanks dat er onvoldoende kennis is over de precieze gevaren van het verdwijnen van bepaalde zeldzame soorten en natuurtypen voor het natuurlijke systeem, is het wel duidelijk dat een afname van soorten het systeem kwetsbaarder maakt en uiteindelijk kan leiden tot *tipping points* voor bijvoorbeeld landbouwproductie, waterkwaliteit, omgevingskwaliteit en visstanden.



# 7. Belangrijkste bevindingen

Zoals is omschreven in Hoofdstuk 1 wordt in het rapport van de Werkgroep Actualisatie Discontovoet (2015) geadviseerd dat in MKBA's voor natuur een relatieve prijsstijging van 1% wordt gehanteerd, tenzij kan worden aangetoond dat deze natuur substitueerbaar is, waarbij we in dit rapport vooral substitutie binnen de welvaartsfunctie bekijken. De uitspraak over substitueerbaarheid verdient nuance, omdat vrijwel alles tot op zekere hoogte substitueerbaar is. Als natuur en reguliere consumptie *perfect substitueerbaar* zijn dan is het toepassen van een relatieve prijsstijging voor natuur en ecosysteemdiensten niet te verantwoorden. Zodra er echter sprake is van imperfecte substitutie, en alles wijst daar op, is het van belang te kijken naar de combinatie tussen de relatieve groeivoet van natuur en de *mate van substitueerbaarheid* met reguliere consumptie. Substitutie en relatieve groei bepalen beiden de relatieve prijsstijging. Met deze observaties op de voorgrond presenteren wij hieronder puntsgewijs onze belangrijkste bevindingen, met als belangrijkste achterliggende vraag of het te rechtvaardigen is dat ecosysteemdiensten in de MKBA worden behandeld met een relatieve prijsstijging van 1% ten opzichte van andere goederen en diensten. Daarna gaan we in aparte paragrafen in op productiefuncties van ecosysteem-einddiensten, en op *tipping points* in productiefuncties.

## 7.1 Belangrijkste bevindingen relatieve prijsstijging

### Bevinding 1

Over de historische ontwikkeling van veel ecosysteem-einddiensten zijn weinig gegevens beschikbaar. Als indicatoren voor de ontwikkeling van einddiensten zijn daarom historische gegevens over ecosysteemkwaliteit en ecosysteemkwantiteit verzameld. Deze gegevens laten in het algemeen een lagere groeivoet zien over de afgelopen decennia dan de groeivoet voor reguliere consumptie; het verschil in groeivoeten ligt voor de meeste diensten tussen de 0 en 3%. Dit betekent dat ecosysteemdiensten in het algemeen schaarser worden ten opzichte van consumptie. Kwalitatieve gegevens over het aanbod van ecosysteemdiensten suggereren ook een daling in het aanbod van een aantal ecosysteemdiensten in absolute zin.

### Bevinding 2

Twee typen substitutie zijn van belang. Substitutie tussen consumptie en ecosysteemdiensten in de nutsfunctie en daarnaast substitutie in de productiefunctie van ecosysteemdiensten, tussen bijvoorbeeld intermediaire ecosysteemdiensten en kapitaal of technologie. De eerste komt tot uiting in de substitutieparameter van ons eenvoudige Ramsey model. De substitutie in de productiefunctie komt tot uiting in de groeivoeten van de ecosysteemdiensten, die ook onderdeel zijn van het Ramsey model. Indien er voldoende substituten van de productiefactoren beschikbaar zijn, zullen deze groeivoeten niet achterblijven bij die van consumptie. Voor beide substitutiemogelijkheden geeft een lage substitueerbaarheid aanleiding tot een hogere relatieve prijsstijging. In dit rapport concentreren we ons op het eerste type van substitutie, tussen consumptie en ecosysteemdiensten. Schattingen van deze vorm van substitutie uit de literatuur laten zien dat ecosysteem-einddiensten (bijvoorbeeld recreatie, waterkwaliteit, luchtkwaliteit) en consumptie tot op zekere hoogte, en vrijwel zonder uitzondering, substituten zijn. De schattingen van de substitutie elasticiteit lopen uiteen van ongeveer 1 tot 5. Hieruit blijkt ook dat het geen perfecte substituten zijn.

### **Bevinding 3**

De gegevens over verschillen in groeivoet en de mate van substitutie tussen ecosysteemdiensten en consumptie kunnen worden gebruikt om een bandbreedte van relatieve prijsstijgingen voor ecosysteemdiensten af te leiden, gebruik makend van de Ramsey regel (zie vergelijking 6). Op basis van historische data over groeivoeten blijkt dat het gebruik van een relatieve prijsstijging van 1% in MKBA's voor een groot gedeelte van ecosysteem-einddiensten te verantwoorden is, ondanks dat zij allemaal tot op zekere hoogte substitueerbaar zijn. Indien we uitgaan van aannames in de meest recente WLO scenario's (CPB/PBL, 2015) over toekomstige groeivoeten van natuur en consumptie dan is het resultaat vergelijkbaar. Bij de WLO scenario's is het toepassen van een relatieve prijsstijging, en de hoogte hiervan, sterk afhankelijk van de mogelijkheden tot substitutie tussen ecosysteemdiensten en consumptie en het gekozen WLO scenario (hoog of laag). Gezien dit laatste is het dan ook verdedigbaar om de relatieve prijsstijging te laten variëren per scenario.

### **Bevinding 4**

Voor sterk locatie-gebonden ecosysteemdiensten, zoals recreatie, is goed te beargumenteren dat zij slecht te vervangen zijn door reguliere consumptie, al is meer onderzoek hierover wenselijk. Op locaties waar deze diensten onder druk staan en dus relatief schaarser worden, met name in stedelijke gebieden, stijgt het marginaal nut van deze diensten. Met name voor deze diensten geldt dat het gebruik van een relatieve prijsstijging GROTER dan 1% mogelijk te verantwoorden is. In dit kader is het belangrijk te beseffen dat er lokale ecosysteemdiensten zijn die als regulerende diensten maar ook als einddiensten kunnen worden beschouwd. Belangrijke voorbeelden hiervan zijn:

- Luchtkwaliteit;
- Leefomgevingskwaliteit;
- Verkoeling in de stad;
- Bescherming tegen wateroverlast.

Deze diensten kunnen als einddiensten worden beschouwd aangezien mensen er direct nut aan ontleen; zie de uitgebreide internationale literatuur naar consumentenwaardering van luchtkwaliteit, leefomgevingskwaliteit en overstromingsrisico. Naast regulerende effecten van deze diensten en mogelijke effecten op gezondheid, hebben zij dus ook een direct effect op nut en kwaliteit van leven, en komen zij op die manier in aanmerking voor een relatieve prijsstijging. Belangrijk is dat vooralsnog de gegevens ontbreken om relatieve schaarste van deze diensten op lokale schaal te kunnen meten, en toekomstig onderzoek op dit gebied is dan ook cruciaal.

### **Bevinding 5**

Voor verschillende productiediensten (bijvoorbeeld voedsel, hout en energie) zou geen relatieve prijsstijging moeten gelden. Dit geldt met name voor de productiediensten waarbij door technische substitutie of importen uit het buitenland de groei van de levering van de productiedienst gelijke tred houdt met de groei van consumptie (hoewel dus deels via ecosystemen buiten Nederland). De achterliggende aanname hier is dat productiediensten wereldwijd niet schaarser worden, waaruit ook blijkt dat deze diensten een sterk internationaal/globaal karakter hebben. Het volgen van ontwikkelingen van productiediensten op internationaal niveau is dus van belang. Een wereldwijde daling van productiediensten zou namelijk wel aanleiding kunnen geven tot het hanteren van een relatieve prijsstijging.

## 7.2 Productiefuncties van ecosysteem-einddiensten en substitutie met technologie

### **Intermediaire ecosysteemdiensten als indicator voor ecosysteem-einddiensten**

Een belangrijke achterliggende aanname bij bovenstaande bevindingen is dat er een lineaire relatie is tussen intermediaire ecosysteemdiensten aan de ene kant, en ecosysteem-einddiensten aan de andere. Deze aanname is nodig omdat groeivoeten voor ecosysteem-einddiensten als groenrecreatie, omgevingskwaliteit, symboolwaarde en natuurlijk erfgoed niet beschikbaar zijn, maar alleen indirect zijn te bepalen aan de hand van een aantal indicatoren voor kwaliteit en kwantiteit van ecosystemen. Onze analyse laat zien dat als deze aanname niet klopt, er zowel een over- als een onderschatting van de groeivoet van einddiensten kan optreden, en dat dit kan gelden bij verschillende niet-lineaire functionele vormen en afhankelijk is van de positie waarin het systeem zich nu bevindt. Toekomstig onderzoek naar de functionele vorm van de relatie voor verschillende ecosysteem-einddiensten, en onderzoek naar de situatie waarin het systeem zich nu bevindt, is cruciaal om tot betere inzichten te komen.

Een gebrek aan inzicht in effecten op einddiensten betekent ook dat meetbare effecten op intermediaire diensten (e.g., regulerende diensten) kunnen dienen als indicator in de MKBA. Ook hierbij dient een veronderstelling te worden gemaakt over hoe deze effecten leiden tot effecten op einddiensten, en zonder verdere argumenten is het uitgangspunt dat deze relatie lineair is. Bij deze benadering is er echter een grote kans op dubbeltellingen, en dient expliciet besproken te worden hoe dit voorkomen is.

### **Gevolgen van technologische substitutie in het produceren van ecosysteem-einddiensten**

Intermediaire diensten dienen als input voor de productie van einddiensten (*dose-response* relaties). Sommige intermediaire diensten zijn in dit proces echter goed te vervangen door technische alternatieven (substitutie binnen de productiefunctie). Goede voorbeelden hiervan zijn:

- Waterveiligheid: Bij kustbescherming zijn duinen goed te vervangen door dijken;
- Waterkwaliteit: Bij waterzuivering zijn ecosystemen goed te vervangen door waterzuiveringsinstallaties;
- Bodemproductiviteit: Natuurlijke nutriënten en natuurlijke plaagbestrijding zijn tot op zekere hoogte te vervangen door kunstmest en gewasbeschermingsmiddelen. Merk hierbij op dat dit doorgaans wel resulteert in een aantal externaliteiten (uitspoeling en vervuiling) en dat kunstmest geen substituuat is voor alle factoren die bodemvruchtbaarheid bepalen.

In dit geval leidt een afname in kwantiteit en/of kwaliteit van de intermediaire dienst niet of nauwelijks tot een afname in een einddienst. Voor de beslissing omtrent het hanteren van een relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten heeft dit weinig gevolgen omdat het hier gaat over de substitutie in de productiefunctie en niet over substitutie in de welvaartsfunctie. Maar bij effectmeting in de MKBA, en specifiek bij het *vertalen van effecten op intermediaire ecosysteemdiensten naar effecten op ecosysteem-einddiensten*, bevelen we aan om expliciet met deze vorm van substitutie rekening te houden.

### **Mogelijke externaliteiten bij technologische substitutie**

Bij substitutie van intermediaire ecosysteemdiensten door technologie moet bekeken worden of het gebruik van deze alternatieven leidt tot externaliteiten. Zodra deze externaliteiten andere ecosysteemdiensten beïnvloeden, of dezelfde ecosystemendiensten op langere termijn, is het toepassen van een relatieve prijsstijging van 1% op deze externaliteiten mogelijk relevant, afhankelijk van welke ecosysteemdiensten het betreft.

### 7.3 *Tipping points, hysteresis en early warning signals*

Voor sterk niet-lineaire productiefuncties van ecosysteem-einddiensten, is het aan te bevelen dat beslissingen, naast effecten op einddiensten, ook rekening houden met ontwikkelingen van de kwaliteit en omvang van natuur en van intermediaire ecosysteemdiensten. Dit is met name het geval bij relaties met *tipping points* en waarbij negatieve effecten moeilijk omkeerbaar zijn vanwege hysteresis. Door ecosystemen zelf te monitoren, is het mogelijk om *early warning signals* identificeren en te voorkomen dat *tipping points* worden bereikt.

Momenteel is weinig bekend over de relaties tussen intermediaire ecosysteemdiensten en ecosysteem-einddiensten, laat staan of deze relaties worden gekenmerkt door *tipping points* en hysteresis. Verder onderzoek naar deze relaties is cruciaal, zowel naar de functionele vorm als naar de huidige staat van deze systemen. Ten eerste is op basis hiervan beter te beoordelen of toenemende schaarste in intermediaire diensten leidt tot een evenredige of minder/meer dan evenredige toename in schaarste van einddiensten. Ten tweede is beter te identificeren welke relaties worden gekenmerkt door *tipping points* en hysteresis, en welke gebieden mogelijk in aanmerking komen voor bescherming op basis van een voorzorgsprincipe.

# 8. Discussie en onderzoeksagenda

Onze bevindingen in het vorige hoofdstuk zijn gedaan onder bepaalde aannamen. Ook zijn bepaalde onderwerpen tot nu toe onderbelicht gebleven. In de discussie hieronder bespreken we deze aannamen en onderwerpen, en hun mogelijke consequenties voor onze bevindingen. Op basis daarvan komen we aan het eind van dit hoofdstuk tot een onderzoeksagenda voor de korte en lange termijn.

In de eerste plaats gaan we er van uit dat ecosysteem-einddiensten in principe monetair gewaardeerd kunnen worden met economische waarderingsmethoden (met name *non-market valuation*). Voor sommige diensten zijn waarden bekend uit de internationale literatuur, ook voor Nederland. Voor veel diensten zijn inzichten nog beperkt. Vervolgonderzoek zou zich wat dat betreft kunnen richten op (1) het identificeren en een prioritering van de ecosysteem-einddiensten die gewaardeerd moeten worden, en (2) het uitvoeren van economische waarderingsstudies naar de waarden van die diensten, in de meeste gevallen op basis van zogenoemde *non-market valuation* methoden. Dergelijk onderzoek levert monetaire waarden op die gebruikt kunnen worden in MKBA's, en waarop een relatieve prijsstijging toegepast kan worden via de in dit rapport bestudeerde discontovoet voor ecosysteemdiensten.

Ten tweede dient onderkend te worden dat met betrekking tot relatieve prijsstijging van ecosysteemdiensten er een onderscheid is tussen de praktijk en de theorie. In de huidige, recente praktijk wordt een relatieve prijsstijging voor natuur en ecosysteemdiensten voorgeschreven van 1%, tenzij kan worden aangetoond dat de ecosysteemdienst in kwestie substitueerbaar is. Daarmee wordt dus een onderscheid gemaakt tussen een relatieve prijsstijging van 1% en van 0%. Dit rapport laat zien dat een relatieve prijsstijging van 1% in veel gevallen goed verdedigbaar is, maar dat met name productiediensten niet in aanmerking komen voor een relatieve prijsstijging. Onze bevindingen laten vervolgens zien dat in sommige gevallen een relatieve prijsstijging van groter dan 1% zeer verdedigbaar is, en dat dit afhangt van de relatieve groeivoet en de mogelijkheden tot substitutie. Met name ecosysteemdiensten die lokaal worden geleverd, zoals groenrecreatie, luchtkwaliteit, leefomgevingskwaliteit en natuurlijk erfgoed, zijn in zeer beperkte mate substitueerbaar en komen hier dus mogelijk voor in aanmerking. Verder onderzoek naar de relatieve schaarste van ecosysteemdiensten en naar mogelijkheden om deze te substitueren, en een continuering van de discussie over de relatieve prijsstijgingen, is wenselijk. Onze bevindingen laten weliswaar zien dat er regionale verschillen zijn op het gebied van bijvoorbeeld recreatievoorzieningen (zie Tabel 4), maar gegevens over relatieve schaarste van ecosysteemdiensten en substitueerbaarheid op echt lokale schaal ontbreken grotendeels. Nieuw onderzoek kan een onderbouwing geven voor een verdergaande differentiatie van relatieve prijsstijgingen voor bepaalde ecosysteemdiensten. Daarnaast is het belangrijk om de MKBA-praktijk te volgen om zo meer inzicht te krijgen in de ecosysteemdiensten die in de praktijk het meest van belang zijn. Voortschrijdend inzicht op deze gebieden zal mogelijk ook leiden tot ander advies met betrekking tot het gebruik van relatieve prijsstijgingen.

Een derde onderwerp dat meer onderzoek verdient is gerelateerd aan *subsistence* (zie Drupp, 2016). Dit onderwerp is buiten onze analyse is gelaten, met name omdat het nog maar kort op de wetenschappelijke agenda staat. In onze context is het begrip *subsistence* of *subsistence level* gerelateerd aan een niveau van voorzieningen waaronder een sterke en

abrupte daling in nut optreedt; het is hier niet gerelateerd aan iets dat we het bestaansminimum zouden kunnen noemen. Dit begrip lijkt sterk op de tipping points die eerder in dit rapport zijn besproken, maar hier gaat het dan om tipping points in de nutsfunctie in plaats van in de productiefunctie (productie van ecosysteem-einddiensten in ons geval). Goede voorbeelden hiervan liggen wederom op het gebied van ecosysteemdiensten die lokaal geleverd worden, zoals recreatie, luchtkwaliteit en leefomgevingskwaliteit. Natuurlijke recreatievoorzieningen in stedelijk gebieden zijn schaars, en een verdere daling in dit aanbod zou tot een sterke daling in de aantrekkelijkheid van dat gebied kunnen leiden, en tot sterke daling in nut van mensen die daar wonen. Het is van belang te bepalen hoe groot de mate van substitutie in nut is, met als voorlopige argumentatie dat dit voor lokaal te leveren ecosysteemdiensten zeer beperkt kan zijn. Het is ook van belang om de mate van omkeerbaarheid te kennen, of om te weten tegen welke kosten dit kan. Hierbij speelt dus de vorm van productiefunctie wederom een grote rol. We moeten onderkennen dat er weinig kennis is over het bestaan en de ligging van de ondergrens (*subsistence level*) van lokale ecosysteemdiensten en de omkeerbaarheid hiervan. Verder onderzoek, met name waarderingsonderzoek, kan inzichten verschaffen in deze materie, bijvoorbeeld doordat het informatie levert over de niveaus (van bijvoorbeeld luchtvervuiling, mogelijkheden tot recreatie, kwaliteit van de leefomgeving) waarbij de betalings- of acceptatiebereidheid sterk stijgt of daalt.

Ten vierde wordt in de verschillende WLO scenario's momenteel met dezelfde relatieve prijzen gewerkt. Onze bevindingen laten zien dat relatieve prijzen sterk kunnen verschillen, en afhankelijk zijn van de relatieve schaarste van de relevante ecosysteemdienst en de mate waarin deze substitueerbaar zijn met reguliere consumptie binnen de nutsfunctie. Met betrekking tot de huidige WLO scenario's geldt dat een verschil in aanname over de groeivoet van BBP tussen de twee scenario's vrijwel automatisch leidt tot een verschil in relatieve prijsstijging, en dat om deze reden een relatieve prijsstijging per scenario een goed idee kan zijn, althans vanuit inhoudelijk oogpunt.

Ten vijfde komt het gebruik van de Ramsey regel veelal voort uit een gebrek aan inzicht in relatieve prijzen van reguliere consumptie en van ecosysteemdiensten, nu, maar met name in de toekomst. In de Ramsey regel wordt daarom ook (vaak impliciet) aangenomen dat de marginale waarden van in ons geval consumptie en ecosysteemdiensten gelijk zijn in de huidige situatie, waardoor een toename in relatieve schaarste in ecosysteemdiensten leidt tot een hogere marginale waarde en dus aanleiding geeft tot een relatieve prijsstijging. Indien in de huidige situatie de marginale waarden echter niet aan elkaar gelijk zijn dan is een relatieve prijsstijging bij toenemende relatieve schaarste niet zonder meer van toepassing, en afhankelijk van hoe sterk relatieve prijzen (marginale waarden) van goederen in de huidige situatie uiteen lopen. Beschouw bij wijze van voorbeeld een ecosysteemdienst die gedurende een lange periode een afname laat zien of gelijk is gebleven, terwijl consumptie van reguliere consumptie in die periode sterk is toegenomen. In dat geval is te beargumenteren dat aan het eind van die periode de marginale waarde van de ecosysteemdienst groter is dan die van normale consumptie. Als echter het eind van diezelfde periode als  $t=0$  in een MKBA wordt genomen dan worden in een Ramsey raamwerk de marginale waarden aan elkaar gelijk gesteld. Op  $t=0$  wordt in toekomstscenario's zoals de WLO een lagere groei van BBP verondersteld en een grotere groei van die ecosysteemdienst, zodat die ecosysteemdienst mogelijk hetzelfde gewicht krijgt als normale consumptie. Dit terwijl net is vastgesteld dat de marginale waarde en dus de relatieve prijs van ecosysteemdiensten op  $t=0$  wel degelijk groter was, en dat een gelijk blijvende relatieve schaarste in de toekomst er hoogstens voor zorgt dat die relatieve prijs niet verder toeneemt. Deze impliciete aanname in de Ramsey regel, i.e., dat marginale waarden van BBP en ecosysteemdiensten gelijk zijn op  $t=0$ , is mogelijk problematisch, maar sluit wel goed bij de huidige MKBA praktijk, waarin wordt verondersteld dat op  $t=0$  het economisch systeem zich in een optimum bevindt, waarin marginale waarden aan elkaar gelijk zijn.

Een laatste punt is dat intermediaire ecosysteemdiensten niet slechts als inputfactoren dienen bij het produceren van ecosysteem-einddiensten, maar ook als input gelden voor de productie van reguliere consumptie. Zoals al benoemd in de introductie hebben we deze mogelijkheid in dit rapport buiten beschouwing gelaten. De voornaamste reden is dat ecosysteemdiensten en reguliere consumptie in dat geval niet langer exogeen zijn, en relatieve schaarste in intermediaire ecosysteemdiensten dan mogelijk leidt tot een daling in BBP. De gevolgen hiervan voor het toepassen van een relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten dienen nader onderzocht te worden. Dit brengt ons bij een aantal cruciale onderwerpen voor vervolgonderzoek. Bij wijze van samenvatting zijn deze hieronder gepresenteerd:

- Onderzoek naar relatieve schaarste en mate van substitueerbaarheid van ecosysteem-einddiensten, met name van diensten die worden geleverd op lokale schaal.
- Onderzoek naar identificatie, prioritering en monetarisering van (de belangrijkste) ecosysteem-einddiensten.
- Onderzoek naar het bestaan en de ligging van zogenoemde *subsistence levels*, in dit geval te interpreteren als niveaus van aanbod van ecosysteemdiensten waaronder menselijk nut sterk daalt (*tipping points* in de nutsfunctie). Dit geldt met name, voor die ecosysteemdiensten die lokaal worden geleverd, zoals luchtkwaliteit, leefomgevingskwaliteit en recreatie aanbod.
- Theoretisch en empirisch onderzoek naar de relatie tussen intermediaire ecosysteemdiensten aan de ene kant en reguliere consumptie en ecosysteem-einddiensten aan de andere.
- De mate van substitutie tussen intermediaire ecosysteemdiensten en technologie in het produceren van ecosysteem-einddiensten en in het produceren van reguliere consumptie.

# Literatuur

- Barbier EB, M Czajkowski, N Hanley, 2015, Is the Income Elasticity of the Willingness to Pay for Pollution Control Constant?, University of St. Andrews, Department of Geography and Sustainable Development Working Paper No 2015-04.
- Barton DN, 2002, The Transferability of Benefit Transfer: Contingent Valuation of Water Quality Improvements in Costa Rica, *Ecological Economics* **42**, 147–164.
- Baumgärtner S, AM Klein, D Thiel, K Winkler, 2015, Ramsey Discounting of Ecosystem Services, *Environmental and Resource Economics* **61**, 273–296.
- Bouma JA, MJ Koetse, 2017, Mind the gap: Assessing hypothetical bias and the impact of behavioural factors on stated WTP, Discussion paper, Institute for Environmental Studies, VU University Amsterdam, the Netherlands.
- Brander LM, MJ Koetse, 2011, The Value of Urban Open Space: Meta-Analyses of Contingent Valuation and Hedonic Pricing Results, *Journal of Environmental Management* **92**, 2763–2773.
- Broberg T, 2010, Income Treatment Effects in Contingent Valuation: The Case of the Swedish Predator Policy, *Environmental and Resource Economics* **46**, 1–17.
- Carlsson F, O Johansson-Stenman, 2000, Willingness to Pay for Improved Air Quality in Sweden, *Applied Economics* **32**, 661–669.
- Chiabai A, CM Travisi, A Markandya, H Ding, PALD Nunes, 2011, Economic Assessment of Forest Ecosystem Services Losses: Cost of Policy Inaction, *Environmental and Resource Economics* **50**, 405–445.
- CPB, PBL (2015a). Nederland in 2030 en 2050: twee referentiescenario's. Toekomstverkenning Welvaart en Leefomgeving. CPB Netherlands Bureau for Economic Policy Analysis, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague.
- CPB, PBL (2015b). Cahier Landbouw. Toekomstverkenning Welvaart en Leefomgeving. CPB Netherlands Bureau for Economic Policy Analysis, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague.
- CPB, 2017, Centraal Economisch Plan 2017, Centraal Planbureau, Den Haag.
- De Knegt, B. (Ed.)(2014). Graadmeter Diensten van Natuur; vraag, aanbod, gebruik en trend van goederen en diensten uit ecosystemen in Nederland. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-technical report 13.
- Drupp MA, 2016, Limits to Substitution between Ecosystem Services and Manufactured Goods and Implications for Social Discounting, *Environmental and Resource Economics*, published online 17 October 2016, DOI 10.1007/s10640-016-0068-5.
- Ebert U, 2003, Environmental Goods and the Distribution of Income, *Environmental and Resource Economics* **25**, 435–459.
- Hammit J, J-T Liu, J-L Liu, 2001, Contingent Valuation of a Taiwanese Wetland, *Environment and Development Economics* **6**, 259–268.
- Hoel M. and T. Sterner. 2007. Discounting and relative prices. *Climate Change* **84**, 265–280.
- Hökby S, T Söderqvist, 2003, Elasticities of Demand and Willingness to Pay for Ecosystem Services in Sweden, *Environmental and Resource Economics* **26**, 361–383.
- Jacobsen JB, N Hanley, 2009, Are there Income Effects on Global Willingness to Pay for Biodiversity Conservation?, *Environmental and Resource Economics* **43**, 137–160.
- Koetse MJ, Brouwer R, Van Beukering PJH (2015). Economic Valuation Methods for Ecosystem Services. in: JA Bouma, PJH van Beukering (eds.), *Ecosystem Services: From Concept to Practice*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 108–131.
- Lindhjem H, TH Tuan, 2012, Valuation of Species and Nature Conservation in Asia and Oceania: A Meta-Analysis, *Environmental Economics and Policy Studies* **14**, 1–22.



- Liu S, DI Stern, 2008, A Meta-Analysis of Contingent Valuation Studies in Coastal and Bear-Shore Marine Ecosystems, MPRA Paper No. 11720, Munich, Germany.
- Martini C, S Tiezzi, 2014, Is the Environment a Luxury? An Empirical Investigation Using Revealed Preferences and Household Production, *Resource and Energy Economics* **37**, 147–167.
- Ministerie van Financiën (2015), Kabinetsreactie bij eindrapport werkgroep discontovoet. Inspectie der Rijksfinanciën, 13 November 2015.
- Ramsey FP, 1928, A Mathematical Theory of Saving, *The Economic Journal* **38**, 543–559.
- Ready RC, J Malzubris, S Senkane, 2002, The Relationship between Environmental Values and Income in a Transition Economy: Surface Water Quality in Latvia, *Environment and Development Economics* **7**, 147–156.
- Scheffer M, J Bascompte, WA Brock, V Brovkin, SR Carpenter, V Dakos, H Held, EH Van Nes, M Rietkerk, G Sugihara, 2009, Early-Warning Signals for Critical Transitions, *Nature* **461**, 32–59.
- Schläpfer F, N Hanley, 2006, Contingent Valuation and Collective Choice, *KYKLOS* **59**, 115–135.
- Söderqvist T, H Scharin, 2000, The Regional Willingness to Pay for a Reduced Eutrophication in the Stockholm Archipelago, Beijer Discussion Paper No. 128, Beijer International Institute of Ecological Economics.
- Wang H, Y Shi, Y Kim, T Kamata, 2013, Valuing water quality improvement in China. A case study of Lake Puzhehei in Yunnan Province, *Ecological Economics* **94**, 56–65.
- Wang H, D Whittington, 2000, Willingness to Pay for Air Quality Improvement in Sofia, Bulgaria, World Bank Policy Research Working Paper 2280, Washington DC: The World Bank.
- Weikard, H.-P. and X. Zhu. 2005. Discounting and environmental quality: when should dual rates be used? *Economic Modelling* **22**, 868-878.
- Werkgroep Actualisatie Discontovoet, 2015, Rapport Werkgroep Discontovoet 2015, <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2015/11/13/rapport-werkgroep-discontovoet-2015-bijlage>.
- Whitehead JC, TC Haab, J-C Huang, 2000, Measuring Recreation Benefits of Quality Improvements with Revealed and Stated Behavior Data, *Resource and Energy Economics* **22**, 339–354.
- Yu X, D Abler, 2010, Incorporating Zero and Missing Responses into CVM with Open Ended Bidding: Willingness to Pay for Blue Skies in Beijing, *Environment and Development Economics* **15**, 535–556.

# Bijlage: BBP- en consumptiegroei in de WLO-scenario's.

Auteur: Eric Drissen, PBL.

Zoals in hoofdstuk 5 is aangegeven rekenen we met de groei van het BBP en niet met de groei van reguliere consumptie C. De groei van het BBP blijkt in de WLO scenario's lager dan die van consumptie. Door te rekenen met BBP krijgen we een lichte onderschatting van de relatieve prijsstijging. In deze bijlage worden de groei van het BBP en van consumptie nader geanalyseerd.

In zowel WLO-scenario HOOG als LAAG neemt de koopkracht per persoon sneller toe dan de economische groei per persoon. Door de vergrijzing zullen de ontsparingen van de pensioenen groter zijn dan de besparingen voor pensioenen, waardoor er per saldo extra koopkracht ontstaat. In LAAG is het verschil tussen koopkracht en economische groei per persoon iets groter dan in HOOG. De hogere koopkracht zorgt er mede voor dat ook de particuliere consumptie sneller toeneemt dan de economische groei. De consumptieve vraag van de overheid blijft achter bij de particuliere consumptieve vraag. In LAAG is de groei van consumptieve vraag van de overheid nog net iets hoger dan de economische groei, in HOOG blijft die daar bij achter. De uitvoer groeit ook sneller dan de economie, zowel in HOOG als in LAAG. In LAAG blijft de groei wel nog achter bij de groei van de particuliere consumptie, die in dat scenario toch de belangrijkste aanjager van de economische groei is. Zowel in HOOG als in LAAG groeit de uitvoer sneller dan de invoer, waardoor het overschot op de lopende rekening van de betalingsbalans verder toeneemt.

**Tabel B1. Ontwikkeling macro-economische kernvariabelen in HOOG en LAAG**

	HOOG			LAAG		
	2015-30	2030-50	2015-50	2015-30	2030-50	2015-50
Economische groei (BBP)	2,20	2,0%	2,1%	1,2%	1,0%	1,1%
Werkgelegenheid	0,6%	0,2%	0,4%	0,1%	-0,2%	-0,1%
Arbeidsproductiviteit	1,6%	1,8%	1,7%	1,1%	1,2%	1,2%
Particuliere Consumptie	2,5%	2,3%	2,4%	1,6%	1,4%	1,5%
Overheidsconsumptie	1,4%	1,2%	1,3%	1,3%	1,1%	1,2%
Uitvoer	2,5%	2,5%	2,5%	1,3%	1,4%	1,4%
Invoer	2,1%	2,1%	2,1%	0,8%	0,9%	0,8%
Bevolking	0,43	0,3%	0,4%	0,1%	-0,2%	-0,1%
BBP per capita	1,8%	1,7%	1,7%	1,1%	1,2%	1,2%
Koopkracht per Capita	1,9%	1,8%	1,8%	1,3%	1,4%	1,4%

## *Toelichting berekening van de groeivoeten:*

De groeivoeten zijn berekend op basis van informatie over het verband tussen de groei van de variabele en de groei van het BBP uit de eerste WLO uit 2006. Voor de groeivoet van elke variabele is een vergelijking geschat met als verklarende variabelen een constante en de groeivoet van het BBP. Er waren 12 waarnemingen: de groeivoeten van de vier scenario's uit de eerste WLO voor de perioden 2011-2020, 2021-2030 en 2031-2040. Hieronder de resultaten van de schatting van deze vergelijking,

**Tabel B2. Resultaten voor de schattingen van de groeivoet**

	Constante	Coëfficiënt	R <sup>2</sup>
Private consumptie	0,36	1,04	0,96
Overheidsconsumptie	0,52	1,07	0,94
Investerings excl. woningen	-0,37	1,32	0,63
Uitvoer goederen excl. energie	-0,28	1,20	0,81
Uitvoer goederen én diensten	-0,06	1,38	0,88
Invoer	-0,18	1,36	0,97
Koopkracht	0,38	0,83	0,76