

Waardering van ecosysteemdiensten

handleiding





Te citeren als: Liekens Inge, Van der Biest Katrien, Staes Jan, De Nocker Leo, Aertsens Joris, Broekx Steven (2013). Waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid.

We willen de leden van de stuurgroep bedanken voor hun enthousiasme en input bij deze studie.

Voorwoord

Een ecosysteem levert goederen en diensten aan de mens, die een effect hebben op de welvaart of het welzijn van een maatschappij. Deze ecosysteemdiensten zijn vaak publieke diensten waarvoor niet betaald wordt op een markt, waardoor hun bijdrage aan onze welvaart vaak verborgen blijft. Deze waarde niet erkennen kan leiden tot een overexploitatie van ecosystemen en tot onevenwichtige beleids- en investeringsbeslissingen.

Deze handleiding is een hulpmiddel om effecten op natuurlandschappen kwalitatief, en waar mogelijk ook kwantitatief en monetair op te nemen in verschillende beslissingskaders. Ze biedt u methodes om veranderingen in verschillende ecosysteemdiensten kwalitatief, kwantitatief en monetair te waarderen. De methodes beschreven in deze handleiding worden ook toegepast in de webtool "Natuurwaardeverkenner" (www.natuurwaardeverkenner.be) waarmee u zelf kan verkennen welke ecosysteemdiensten belangrijk zijn in uw gebied of worden beïnvloed door uw project.

Ecosysteemdiensten worden klassiek opgedeeld in 4 grote groepen: de producerende diensten, de regulerende diensten, de culturele diensten en de ondersteunende diensten. De producerende diensten omvatten de levering van producten die men verkrijgt uit ecosystemen zoals genetische bronnen, voedsel, vezels en grondstoffen. De regulerende diensten zijn de voordelen die de mens verkrijgt doordat ecosystemen bepaalde processen helpen reguleren zoals klimaat en waterkwaliteit. De culturele diensten zijn die diensten die zorgen voor geestelijke verrijking, cognitieve ontwikkeling, recreatie en esthetische beleving. De ondersteunende diensten zijn diensten die nodig zijn voor de levering van alle bovenstaande diensten zoals bodemvorming, fotosynthese en de voedselkringloop. Ondersteunende diensten komen niet afzonderlijk aan bod in deze handleiding omdat ze reeds gewaardeerd worden via de andere diensten.

Als gevolg van nieuwe wetenschappelijke inzichten in verband met (de waardering van) ecosysteemdiensten, wordt de natuurwaardeverkenner regelmatig geactualiseerd. Deze handleiding is een update van een eerste handleiding die in 2010 door LNE werd uitgebracht en kan volledig op zichzelf worden gebruikt. Daarnaast bevat ze ook de noodzakelijke achtergrondinformatie ter ondersteuning van het gebruik van de tool. Deze actualisatie is gebaseerd op de laatst beschikbare internationale olijsting van ecosysteemdiensten versie 4.3 (CICES, 2012).

De vorige editie behandelde alleen de ecosysteemdiensten waarvoor waarderingscijfers beschikbaar waren, terwijl deze editie vertrekt van een zo volledig mogelijke lijst en per ecosysteemdienst de beschikbare informatie weergeeft volgens een piramidestructuur. Het uitgangspunt van deze piramidestructuur is dat een ecosysteem heel wat ecosysteemdiensten levert, waarvan we misschien niet altijd het bestaan kennen. We zijn op dit moment in staat om de meeste van deze ecosysteemdiensten te identificeren of te omschrijven, en dus kwalitatief te beoordelen. Van deze geïdentificeerde diensten kunnen we een

kleiner deel kwantitatief waarden of uitdrukken in fysische eenheden zoals het aantal recreanten dat een gebied bezoekt, het volume geproduceerd hout of de hoeveelheid verwijderde stikstof. Eenmaal gekwantificeerd kan bij gebrek aan voldoende cijfermateriaal slechts aan een klein aantal gekwantificeerde diensten een monetaire waardering (in €) gegeven worden.

Door enkel de diensten te beschouwen die we monetair waarden, zou men voorbij gaan aan het feit dat een ecosysteem een grotere bundel aan ecosystemediensten levert en dat het belangrijk is om deze bundel in zijn geheel te beschouwen.

In deze handleiding geven we voor verschillende ecosystemediensten methodes voor de kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering, voor zover ze beschikbaar en makkelijk toepasbaar zijn. Ook de methodes werden geactualiseerd en uitgebreid t.o.v. 2010.

Voor meer details over de waarderingsfuncties, gebruikte methoden en literatuur verwijzen we naar het bijhorende achtergrondrapport "Economische waarderingsstudie van ecosystemediensten voor MKBA"(Liekens et al. 2009) in opdracht van de cel milieu-economie van het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie (LNE), en naar twee rapporten in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos (ANB) "Ecosystemediensten in Vlaanderen: Een verkennende inventarisatie van ecosystemediensten en mogelijkheden tot maximaliseren van ecosystemewinsten"(Jacobs et al. 2010) en "De baten van Natura-2000-gebieden in Vlaanderen" (Broekx et al. 2013).

We willen onderstrepen dat de voorgestelde berekeningen een ruwe schatting geven van de verschillende baten die een ecosysteem levert. Indien een ecosystemedienst zeer belangrijk blijkt te zijn of discussies oproept bij stakeholders, bevelen we aan om een meer gedetailleerde ecologische en/of economische modellering te gebruiken.

Verder willen we benadrukken dat de cijfers een waardering geven vanuit antropocentrisch standpunt, en niets zeggen over het biologische/ecologische belang van bepaalde ecosystemen voor plant- en diersoorten of over de zeldzaamheid van bepaalde ecosystemen in ons land. De cijfers geven beleidsmakers een eerste ruwe inschatting van het welvaartsverlies wanneer ecosystemediensten verdwijnen of aangeast worden. Ze kunnen helpen om bepaalde keuzes/investeringen voor natuurbehoud en natuurbeheer te verantwoorden en bij een keuze tussen alternatieve locaties, inrichtings- en /of sommige beheerswijzen met betrekking tot de (her)aanleg van natuur.



**Alles van
waarde is
weerloos**

Lucebert, 1924-1994



Inhoud

Voorwoord	I
Inhoud	V
Lijst van tabellen	IX
Lijst van figuren	X
Lijst van afkortingen	XI
HOOFDSTUK 1. Introductie	1
1.1. Doelstelling van deze handleiding	1
1.2. Waarderen van ecosystemendiensten	2
1.2.1. <i>Wat zijn ecosystemendiensten?</i>	2
1.2.2. <i>Wat is de economische waarde van een ecosysteem?</i>	3
1.3. Waarom de economische waarde van een ecosysteem bepalen?	5
1.4. Handleiding en webtool: een levend instrument	6
HOOFDSTUK 2. Methode	9
2.1. Hoe ecosystemendiensten waarderen?	9
2.1.1. <i>Een piramide-aanpak</i>	9
2.1.2. <i>Identificeren: kwalitatieve waardering</i>	10
2.1.3. <i>Kwantificeren: kwantitatieve waardering</i>	11
2.1.4. <i>Monetaire waardering</i>	11
2.2. Beperkingen	15
2.2.1. <i>Niet alle diensten komen even goed aan bod</i>	15
2.2.2. <i>Risico op dubbeltellingen</i>	15
2.2.3. <i>Onzekerheid bij transfereren van waardes naar andere gebieden</i>	15
2.2.4. <i>Andere beperkingen</i>	16
2.3. Welke ecosystemen komen aan bod?	17
2.4. Welke ecosystemendiensten komen aan bod?	19
HOOFDSTUK 3. Stappenplan voor gebruik handleiding en tool	23
3.1. Fase 1: voorbereiding	24
3.1.1. <i>Stap 1: definitie project en bepalen (positieve of negatieve) impact op natuur</i>	24
3.1.2. <i>Stap 2: in kaart brengen huidige situatie, afbakenen studiegebied</i>	24

3.1.3. Stap 3: in kaart brengen toekomstig landgebruik of veranderingen	25
3.1.4. Stap 4: selecteren relevante ecosysteemdiensten	25
3.2. Fase 2: waardering	25
3.2.1. Stap 5: verzamelen benodigde informatie	25
3.2.2. Stap 6: afbakenen van deelgebieden voor de berekeningen	26
3.2.3. Stap 7 t.e.m. 9: Berekenen – Kwalitatief, kwantitatief en monetair waarderen	26
3.3. Fase 3: beleidstoepassing en rapportering	27
3.3.1. Stap 10: verder gebruik - integreren in een beslissingstool zoals MKBA	27
3.3.2. Stap 11: rapportering	27

HOOFDSTUK 4. Producterende diensten **29**

4.1. Voeding	29
4.1.1. Landbouwproductie	29
4.1.2. Wild	32
4.1.3. Niet-gecultiveerde gewassen	32
4.1.4. Zoetwatervisserij	32
4.1.5. Zeevisserij	33
4.2. Water	33
4.3. Materiaal	34
4.3.1. Houtproductie	34
4.3.2. Andere plantaardige en dierlijke materialen	39
4.4. Energie	40
4.4.1. Energie: biomassa	40

HOOFDSTUK 5. Regulerende diensten **43**

5.1. Verminderen van afval, toxische stoffen en andere	43
5.1.1. Bioremediatie	43
5.1.2. Verbeteren van de luchtkwaliteit	43
5.1.3. Verminderen van geluidshinder	47
5.1.4. Verminderen visuele hinder en geurhinder	53
5.2. Reguleren van water- en landstromen	53
5.2.1. Stabilisatie van waterniveaus	53
5.2.2. Bescherming tegen overstromingen – vanuit de rivier	53
5.2.3. Bescherming tegen overstromingen vanuit de zee	55
5.2.4. Erosiepreventie	56
5.3. Reguleren van de fysische, chemische en biologische omgeving	56
5.3.1. Mondiale klimaatregulatie: koolstofopslag in de bodem	56
5.3.2. Mondiale klimaatregulatie: koolstofopslag in biomassa	66
5.3.3. Lokale en regionale klimaatregulatie	70

5.3.4. Waterkwaliteit: denitrificatie	71
5.3.5. Waterkwaliteit: vermeden uitspoeling van nutriënten naar water	90
5.3.6. Pollinatie en zaadverspreiding	94
5.3.7. Kraamkamers	95
5.3.8. Natuurlijke plaag- en ziektebestrijding	95
HOOFDSTUK 6. Culturele diensten	99
6.1. Culturele diensten gewaardeerd via uitgedrukte voorkeuren	99
6.1.1. Functie 1: Aanleg nieuwe natuur of verdwijnen van natuur	101
6.1.2. Functie 2: Aanleg kleine landschapselementen (KLE) op akker of weiland	111
6.1.3. Functie 3: Omzetting van naaldbos naar loofbos of heidegebied	117
6.1.4. Functie 4: Verbetering van de ecologische status van een waterloop	122
6.1.5. Beperkingen van de verschillende functies	126
6.2. Recreatie en beleving	127
6.2.1. Beleving van recreanten en toeristen	127
6.2.2. Beleving door omwonenden	134
6.2.3. Gezondheidseffecten van contact met natuur	135
6.3. Informatie en kennis	136
6.4. Culturele, spirituele en symbolische waarde	136
6.5. Niet-gebruikswaarde	136
HOOFDSTUK 7. Verder gebruik in een MKBA	139
7.1. Introductie	139
7.2. Evolutie van baten in de tijd	139
7.3. Correctie voor de demografische groei	140
7.4. Correctie voor groei productiviteit en evolutie in koopkracht	141
7.5. Factorkosten vs. marktprijzen	141
7.6. Actualisatie en discontovoet	141
7.7. Correcties voor prijspeil	142
HOOFDSTUK 8. Besluit	145
Literatuurlijst	146
Bijlage A: Vergelijking soortgelijke tools in Europa	154
Bijlage B: Van BWK naar ecosystemen in de natuurwaardeverkenner	155
Bijlage C: Kwalitatieve omschrijving van de verschillende ecosysteemdiensten	157
Colofon	159



Lijst van tabellen

tabel 1: overzicht ecosysteemdiensten en beschikbaarheid waarderingsmethoden in de handleiding	19
tabel 2: stappenplan voor gebruik handleiding	23
tabel 3: gemiddelde van bruto bedrijfsresultaten in Vlaanderen gegroepeerd per hoofdteelt.....	31
tabel 4: overzicht van de houtprijzen (€ per m ³) op stam per omtrekkklasse van de boomsoorten uit de bosreferentielaag.....	36
tabel 5: extract uit tabel voor een specifieke bodem-kernserie te gebruiken voor kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering houtproductie	38
tabel 6: kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering van de afvang van fijn stof	46
tabel 7: kwalitatieve waardering geluid voor de maximale nuttige breedte van 200m	51
tabel 8: kwantitatieve waardering: vermindering in dB(A) per vegetatietype ten opzichte van een harde bodem (type 0) bij een breedte van 200m	51
tabel 9: monetaire waardering: % waardevermindering van een woning per dB(A) geluidstoename.....	52
tabel 10: kwalitatieve waardering akkerland voor dienst koolstofopslag in bodem.....	60
tabel 11: kwalitatieve waardering weiland/bloem- en soortenrijk grasland voor dienst koolstofopslag in bodem	60
tabel 12: kwalitatieve waardering heide voor dienst koolstofopslag in bodem	61
tabel 13: kwalitatieve waardering bossen voor dienst koolstofopslag in bodem.....	61
tabel 14: kwalitatieve waardering moerassen, stilstaande wateren voor koolstofopslag in bodem.....	61
tabel 15: kwantitatieve waardering van de potentiële totale koolstofvoorraad in de bodem (lage en hoge schatting)	62
tabel 16: inputdata voor formule Meersmans	63
tabel 17: omzetten drainageklasse naar GHG en GLG voor zware bodems (A, L, E, U)	63
tabel 18: omzetten drainageklasse naar GHG/GLG voor lichte bodems (S, P, Z)	63
tabel 19: kwantitatieve waardering voor moerassen, moerasbossen, stilstaande wateren en rietkragen.....	64
tabel 20: monetaire waardering: kengetallenreeks voor externe kosten van broeikasgassen voor C-opslag in de periode 2010-2050	64
tabel 21: gemiddelde dichtheid (kg/m ³) en C-dichtheid (kg C/m ³) van de boomsoorten die onderscheiden worden op de bosreferentielaag.....	68
tabel 22: extract uit tabel voor een specifieke bodem-kernserie te gebruiken voor kwalitatieve en kwantitatieve waardering C-opslag biomassa.....	69
tabel 23: monetaire waardering: kengetallenreeks voor externe kosten van broeikasgassen voor C-opslag in periode 2010-2050.....	69
tabel 24: kwalitatieve waardering denitrificatie in oeverzones o.b.v. verhouding breedte waterloop vs. breedte oeverzones en textuur	78
tabel 25: kwalitatieve waardering denitrificatie in terrestrische natte ecosystemen	78
tabel 26: % zand, leem, klei per bodemtextuurtype	79
tabel 27: waterverzadiging afhankelijk van bodemtextuur.....	80
tabel 28: denitrificatie in sedimenten van stromende wateren (mg N/m ² .d)	80
tabel 29: potentiële maximale denitrificatie in % verwijdering i.f.v. GHG/GLG	81
tabel 30: potentiële maximale denitrificatie in % verwijdering i.f.v. drainageklasse	81
tabel 31: maximale aanvoersnelheid i.f.v. grondwaterdiepte	82

tabel 32: maximale aanvoersnelheid i.f.v grondwaterstanden voor zware bodems (A, L, E, U).....	82
tabel 33: maximale aanvoersnelheid in functie van grondwaterstanden voor lichte bodems (Z, S, P)	83
tabel 34: correctie aanvoersnelheid i.f.v textuur	83
tabel 35: kengetallen voor nitraatuitspoeling i.f.v. gewasgroep en bodemtextuur	84
tabel 36: samenvattende tabel met algemene C/N waarden voor organische stof in bodems per vegetatietype..	93
tabel 37: score voor kwalitatieve waardering recreatiefunctie.	131
tabel 38: kengetallen per gemeente voor aantal verwachte bezoeken aan groene ruimte	132
tabel 39: correctiefactoren landbouwgebied	133
tabel 40: kengetallen voor waardering van een bezoek (€/bezoek)	133
tabel 41: kengetallen voor waardering van woongenot (euro/woning met zicht op gebied.jaar)	135
tabel 42: kengetallen voor demografische evolutie (groei per jaar, Vlaams gewest).....	140

Lijst van figuren

figuur 1: totale economische waarde van natuurlandschappen en mogelijke waarderingmethoden.....	4
figuur 2: de waarderingspiramide.....	10
figuur 3: voorbeeld van een keuzekaart gebruikt bij keuzemodellering.....	14
figuur 4: illustratie van de parameters voor de berekening van de verblijftijd in een oeverzone.....	74
figuur 5: illustratie impact afstandsverval op betalingsbereidheid voor een toegankelijk bos	103

Lijst van afkortingen

ANB	<i>Agentschap voor natuur en bos</i>
BBI	<i>Belgische Biotische Index</i>
BEES	<i>Belgian Ecosystem Services Community</i>
BEF	<i>Biomassa-expansiefactor</i>
BOBO	<i>Bodemgeschiktheid Bosbomen</i>
BTB	<i>Betalingsbereidheid</i>
BWK	<i>Biologische waarderingskaart</i>
C	<i>Koolstof</i>
CE	<i>Choice Experiment</i>
CVM	<i>Contingent Valuation Method</i>
dB(A)	<i>Decibel (A) waarneembaar door de mens</i>
Dg	<i>Geometrische gemiddelde korrelgrootte</i>
ESD	<i>Ecosysteemdienst(en)</i>
GHG	<i>Gemiddeld hoogste grondwaterpeil</i>
GHO	<i>Gemiddeld hoogste oppervlaktewaterpeil</i>
GIS	<i>Geografische InformatieSystemen</i>
GLG	<i>Gemiddeld laagste grondwaterpeil</i>
GLO	<i>Gemiddeld laagste oppervlaktewaterpeil</i>
HP	<i>Hedonic Pricing</i>
MAES	<i>Mapping and assessment of ecosystems and their services</i>
MAI	<i>Mean Annual Increment</i>
MEA	<i>Millennium Ecosystem Assessment</i>
MER	<i>Milieueffectrapport</i>
MIRA	<i>Milieurapport Vlaanderen</i>
MKBA	<i>Maatschappelijke kosten-batenanalyse</i>
MKM	<i>Milieukostenmodel</i>
N	<i>Stikstof</i>
NARA	<i>Natuurrapport Vlaanderen</i>
NSDI	<i>Noise sensitivity depreciation index</i>
KLE	<i>Kleine landschapselementen</i>
LIS	<i>Landbouwimpactstudie</i>
LNE	<i>Departement leefmilieu, Natuur en Energie van de Vlaamse overheid</i>
P	<i>Fosfor</i>
PIO	<i>Prati-index voor zuustofverzadiging</i>
PM	<i>Particulate matter (fijn stof)</i>
SOC	<i>Soil Organic content</i>
TAW	<i>Tweede algemene waterpassing</i>
TC	<i>Travel Cost</i>
TEEB	<i>The Economics of Ecosystems and Biodiversity</i>
VMM	<i>Vlaamse Milieumaatschappij</i>
VOS	<i>Vluchtige Organische stoffen</i>



HOOFDSTUK 1. INTRODUCTIE

1.1. DOELSTELLING VAN DEZE HANDLEIDING

De effecten op natuur en landschap werden in het verleden vaak alleen kwalitatief meegenomen in beleidsbeslissingen. Een belangrijke reden hiervoor was de afwezigheid van bruikbare en betrouwbare kengetallen voor de kwantificering en monetaisering ervan. Veel gevalstudies en onderzoek over de baten van ecosystemen zijn terug te vinden in wetenschappelijke literatuur, maar het is niet gemakkelijk om de resultaten ervan te vertalen in praktisch bruikbare methodes om verschillende landgebruikscenario's te vergelijken.

Deze handleiding wil in de eerste plaats **pragmatische methodes aanreiken om veranderingen in de levering van ecosysteemdiensten (ESD) te waarderen**. Dit kan een hulpmiddel zijn voor iedereen (beheerders, landontwikkelaars, overheden, natuurorganisaties of actieve inwoners) die het sociaal-economische belang van ecosystemen in kaart wil brengen. Dit kan men doen om de waarde van veranderingen aan te tonen, om de baten van investeringen te waarderen of om te gebruiken in bijvoorbeeld een maatschappelijke kosten-batenanalyse of een milieueffectrapport.

De handleiding biedt een stappenplan om bij veranderingen in landgebruik de effecten op ecosysteemdiensten te schatten en vervolgens de welvaartseffecten daarvan in beeld te brengen. De handleiding geeft aan voor verschillende ecosysteemdiensten wat deze dienst juist inhoudt en hoe men die dienst kwalitatief, kwantitatief en/of monetair kan waarderen. Ze geeft aan wat de uitgangspunten zijn, welke inputdata nodig zijn en waar men deze data kan vinden. Tot slot wordt elke ecosysteemdienst geïllustreerd met een voorbeeld. Deze gegevens zijn gebaseerd op voortschrijdende inzichten inzake de kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering van ecosysteemdiensten.

De methodes beschreven in deze handleiding worden ook toegepast in de webtool "Natuurwaardeverkenner" (www.natuurwaardeverkenner.be) waarmee u zelf kan verkennen welke ecosysteemdiensten belangrijk zijn in uw gebied of worden beïnvloed door uw project. Ook kan u via deze link meer achtergrondinformatie over de gebruikte methodes bekomen. Een deel van de benodigde informatie voor de kwantificering van sommige ecosysteemdiensten zit hier reeds in vervat.

De methodes zijn geschikt voor een eerste indicatieve beoordeling van de impact van een project of van een beleid op de geleverde ecosysteemdiensten. Indien een specifieke ecosysteemdienst zeer belangrijk blijkt te zijn of discussies oproept bij stakeholders, wordt aanbevolen om een meer gedetailleerde ecologische en /of economische modellering te gebruiken.

1.2. WAARDEREN VAN ECOSYSTEEDIENSTEN

1.2.1. WAT ZIJN ECOSYSTEEDIENSTEN?

De mens maakt gebruik van een brede waaier aan diensten en grondstoffen die door ecosystemen worden geproduceerd. Deze voordelen zijn algemeen bekend onder de noemer 'ecosysteemdiensten' en omvatten zowel producten (bijv. drinkwater) als processen (bijv. decompositie van afval) (Jacobs et al. 2010). Samen met de groei van de bevolking groeit ook de vraag naar grondstoffen en diensten geleverd door ecosystemen. Velen verkeerden lang in de veronderstelling dat ecosysteemdiensten gratis, onkwetsbaar en onuitputtelijk zijn. Maar vandaag wordt de impact van menselijk gebruik en misbruik meer en meer duidelijk: bijv. lucht- en waterkwaliteit worden steeds meer bedreigd, oceanen zijn overbevist, plagen en ziektes breiden uit buiten hun historische grenzen, ontbossing bedreigt de natuurlijke bescherming tegen overstromingen.

Het besef groeit dat de diensten die ecosystemen leveren eindig zijn en bedreigd worden, en dat een afweging moet gemaakt worden tussen menselijke belangen op korte en lange termijn. Het concept om natuur en landschappen te beschouwen als producenten van ecosysteemdiensten stelt ons in staat om de baten van natuur en landschap te waarderen en biedt een kader om de verschillende sociale, economische en omgevingsaspecten samen te brengen en te integreren.

In een Internationale context krijgt het begrip ecosysteemdiensten veel aandacht. De Verenigde Naties brachten in 2005 het Millennium Ecosystem Assessment (MEA) uit. Meer dan 1360 wetenschappers en experts wereldwijd maakten hierin een stand van zaken op van de biodiversiteit en natuurlijke hulpbronnen die ter beschikking van de mens staan. Ze concludeerden dat wereldwijd 15 van de 24 onderzochte ecosysteemdiensten achteruit gaan omdat ze niet duurzaam worden gebruikt. Deze conclusie van de academische wereld heeft ook meer en meer politici en beleidsmakers doen inzien dat het ecosysteemdiensten-concept belangrijk is. Zo wordt in de "United Nations conference on sustainable development (RIO+20)" verwezen naar het vrijwaren van gebieden waar biodiversiteit en ecosysteemdiensten belangrijk zijn. In de EU-biodiversiteitstrategie onderstreept de commissie het belang van ecoysteemdiensten en stelt ze dat ze wil investeren in het in kaart brengen en waarderen van ecosysteemdiensten en hun onderliggende processen. Het TEEB - initiatief (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) biedt een kader om de economische baten van biodiversiteit of de stijgende kosten voor een verlies aan biodiversiteit in kaart te brengen.

Definities

Ecosysteem = het geheel van biotische (levende) en abiotische (niet-levende) elementen die het samenleven van levende organismen in een bepaald gebied kenmerken.

Ecosysteemdiensten = de goederen en diensten geleverd door een ecosysteem die bijdragen tot voordelen (baten) voor de mens (MEA, Reid 2006). Deze bestaan uit:

- *Producterende diensten*: De producten die uit ecosystemen worden verkregen, zoals bijvoorbeeld genetische bronnen, voedsel, vezels en grondstoffen zoals hout, riet, ...
- *Regulerende diensten*: De voordelen die worden verkregen uit de regulering van ecosysteemprocessen, waaronder bijvoorbeeld de regulering van klimaat, water en sommige menselijke ziekten.
- *Culturele diensten*: De immateriële geneugten die mensen putten uit ecosystemen door geestelijke verrijking, cognitieve ontwikkeling, recreatie en esthetische beleving.
- *Ondersteunende diensten*: deze diensten zijn nodig voor de levering van alle bovenstaande diensten zoals bodemvorming, fotosynthese, voedselkringloop.

In "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB, 2010) spreekt men ook nog van habitatdiensten om het belang van ecosystemen te onderstrepen als habitat voor migrerende soorten (bijv. kinderkamerfunctie) en als beschermer van de genetische diversiteit.

1.2.2. WAT IS DE ECONOMISCHE WAARDE VAN EEN ECOSYSTEEM?

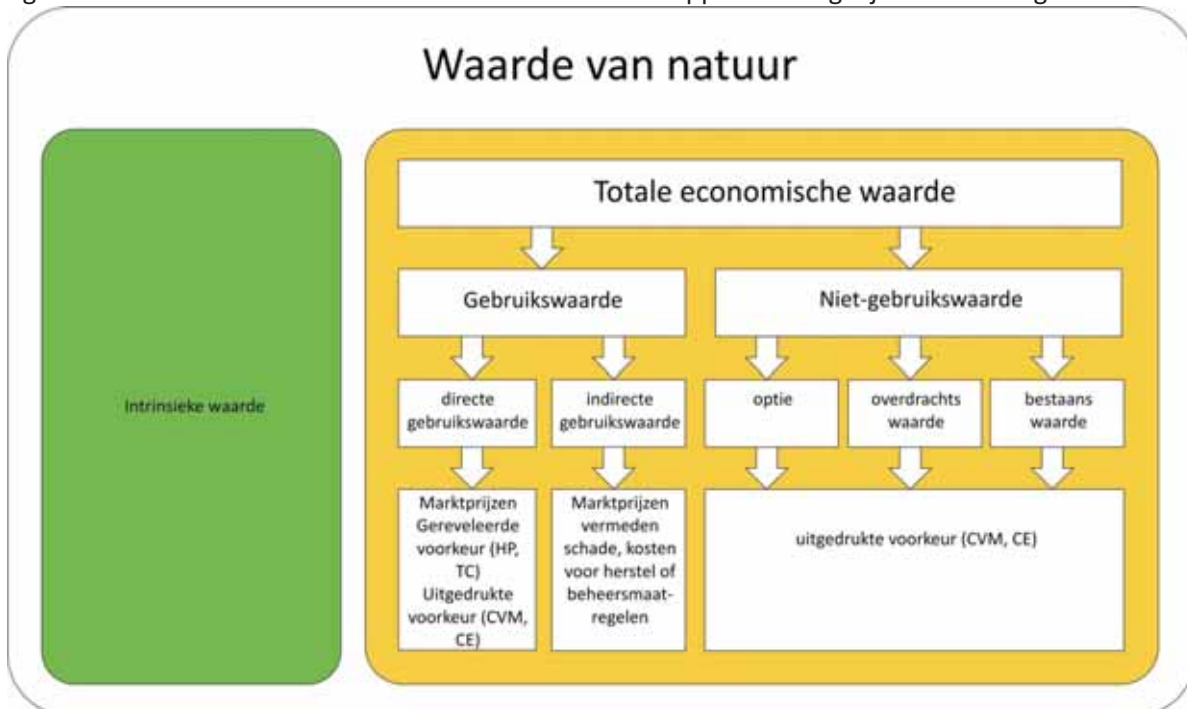
Wanneer we aan de waarde van iets denken, denken we vaak aan het nut of belang dat iets voor ons heeft. Met andere woorden de waarde geeft aan hoe graag iemand iets wil hebben. In economische termen betekent waarde "hoeveel van iets anders we ervoor willen opgeven". Deze waarde wordt bepaald door individuele voorkeuren. Omdat waarde op zichzelf een ongrijpbaar begrip is, is de mens al vroeg op zoek gegaan naar mogelijkheden om deze waarde meetbaar te maken. Zo werd waarde vroeger uitgedrukt in hoeveelheden tastbare goederen zoals graan of metaal. Vandaag wordt waarde klassiek uitgedrukt in geldtermen. Het geld dat een individu wil betalen voor iets, vertelt ons iets over wat deze persoon wil opgeven aan andere goederen en diensten om dat ene goed of die ene dienst te verkrijgen. Dit noemen we de betalingsbereidheid.

Heel vaak wordt verondersteld dat de marktprijs gelijk is aan de waarde van een goed of dienst. Niets is minder waar. Voor ecosysteemdiensten is de waarde zelden gelijk aan de prijs die we betalen, omdat de meeste ecosysteemdiensten niet terug te vinden zijn op een markt en dus "gratis" zijn. Dat wil niet zeggen dat hun waarde "0" is of dat we deze waarde niet kunnen bepalen. Hiervoor bestaan verschillende methoden die in deze handleiding kort worden toegelicht. Ook de ecosysteemdiensten die wel verkocht worden, hebben niet noodzakelijk de juiste prijs omdat de markt niet perfect werkt (bijv. subsidies, milieukosten die niet doorgerekend worden).

De bedoeling van een economische waardering van een ecosysteem is om de totale economische waarde ervan te bepalen, of met andere woorden om te bepalen wat de totale bijdrage is van ecosystemen aan de menselijke welvaart en welzijn. Een ecosysteem kan hierbij breder gezien worden dan natuurgebieden. Ook landbouwgebieden of stedelijk groen leveren ecosysteemdiensten.

Onderstaande figuur geeft een overzicht van de verschillende aspecten van economische waarde in een ecosysteem. De totale economische waarde bestaat uit twee grote delen: de gebruikswaarde en de niet-gebruikswaarde. Deze waarden worden nog eens verder onderverdeeld en vaak afzonderlijk gewaardeerd door verschillende methodes.

figuur 1: totale economische waarde van natuurlandschappen en mogelijke waarderingmethoden



Bron: op basis van Hanley et al, 1997

De gebruikswaarde omvat:

- een directe gebruikswaarde: we ontlenen goederen en diensten direct aan het ecosysteem zoals bijv. hout, recreatie, beleving van het ecosysteem.
- een indirecte gebruikswaarde: we ontlenen diensten die een indirect effect hebben op onze welvaart en leiden tot kostenbesparingen voor de maatschappij als geheel zoals de zuivering van water, bescherming tegen overstromingen, ...

De niet-gebruikswaarde omvat:

- een overdrachtswaarde: het beschikbaar zijn van groene ruimte is belangrijk voor huidige en toekomstige generaties
- een bestaanswaarde: we hechten belang aan het feit dat er habitat is voor planten en dieren
- een optiewaarde: we hechten belang aan de opties die het bestaan van het gebied onszelf kan bieden. In de literatuur wordt deze waarde soms bij de gebruikswaarde gerekend.

Naast de economische waarde wordt natuur ook een intrinsieke waarde toegeschreven. Dit is de waarde die iets heeft, los van zijn context, van zijn omgeving of zijn positie in een groter geheel. De natuur heeft een waarde op zich zonder dat het voor de mens een waarde moet hebben.

1.3. WAAROM DE ECONOMISCHE WAARDE VAN EEN ECOSYSTEEM BEPALEN?

Ecosystemen bieden een waaier van diensten die bijdragen tot onze welvaart (zie kader). Vele sectoren zoals landbouw, visvangst, energie en industrie (farmaceutische industrie, toerisme...) zijn afhankelijk van biodiversiteit en ecosystemendiensten. De economische waarde van onze ecosystemen met hun rijke biodiversiteit is dus groot. Ondanks haar belang voor de maatschappij en onze economie en het bestaan van heel wat wetgeving (denk maar aan de habitat- en vogelrichtlijn en het Vlaamse natuurdecreet) gaat de globale biodiversiteit nog steeds achteruit. Natuurdoelstellingen worden vaak niet gehaald, hoewel het aantal realisaties op het terrein toeneemt. In heel veel beslissingen worden de baten van ecosystemen genegeerd. De belangrijkste redenen hiervoor zijn:

- Ecosystemen hebben vele vormen van baten en zijn wijdverspreid. Niet alle baten zijn meteen lokaal zichtbaar. Een voorbeeld is de regulerende functie voor waterretentie. De gevolgen van verharding zijn vooral stroomafwaarts voelbaar.
- Er is een spanningsveld tussen private baten en maatschappelijke baten. Bijv. opbrengsten van houtkap ten opzichte van de baten die een bos kan voortbrengen als groene long, klimaatregulatie enz.
- Slechts weinig ecosystemendiensten worden op de markt verhandeld en hebben een directe, financiële impact op de beslissingnemer.
- Kosten voor behoud en herstel van ecosystemen moeten meteen betaald worden en moeten vaak lokaal gebeuren, terwijl veel baten bovenlokaal zijn en pas in de toekomst tot uiting komen. Een voorbeeld is de aanleg van bufferstroken op landbouwgronden om te zorgen dat waterlopen niet vervuild worden.

Economisch waarderen kan helpen op verschillende vlakken:

- De waarde van ecosystemen en veranderingen zichtbaar maken en hierover communiceren, helpt om publieke steun en participatie te verwerven voor milieu- en natuurinitiatieven.
- Natuurbeheerders maken dag in dag uit keuzes over de allocatie van budgetten. Deze keuzes zijn impliciet of expliciet gebaseerd op maatschappelijke waarden. Steeds meer worden zij geconfronteerd met vragen over de verantwoording van hun keuzes voor natuurbehoud en herstelprojecten en de maatschappelijke welvaart die dit creëert.
- De verschillende gevolgen van natuurprojecten inzichtelijk maken draagt bij tot betere besluitvorming waarbij meer wordt gezocht naar win-win situaties tussen diverse economische, milieugerelateerde en sociale doelstellingen.
- De waarde van veranderingen aan natuur kan men meenemen in beslissingsondersteunende instrumenten zoals kosteneffectiviteitsanalyses om conservatie en herstelprojecten te prioriteren of om aan te tonen hoeveel projecten opbrengen per € gespenderd;

- maatschappelijke kosten-batenanalyses om verschillende projecten of beleidsprogramma's te vergelijken;
- multicriteria-analyses.

1.4. HANDLEIDING EN WEBTOOL: EEN LEVEND INSTRUMENT

Deze handleiding is een actualisatie van een eerdere versie uit 2010. Het geeft een stand van zaken van de laatste inzichten op vlak van kwantificatie en waardering van ecosysteemdiensten in Vlaanderen. In vergelijking met de eerste versie zijn heel wat zaken veranderd. De belangrijkste wijzigingen kunnen op de homepage van de natuurwaardeverkenner teruggevonden worden in het versiebeheerdocument.

→ **Uitbreiding van het aantal diensten**

Voor de classificering van de diensten bouwen we voort op de internationale CICES classificatie. Alle diensten volgens deze classificatie worden in deze handleiding beschreven.

Verder werden kwantitatieve en monetaire waarderingfuncties en kengetallen toegevoegd voor landbouw- en houtproductie, beleving van recreanten en toeristen, woongenot en een van de gebruikswaarde gesplitste niet-gebruikswaarde.

→ **Verandering in indeling landgebruik**

In overleg met ANB en INBO en aansluitend op de indeling gehanteerd in het Europese Mapping and Assessing Ecosystem Services (MAES) werd de basisindeling van het landgebruik aangepast en uitgebreid (Thoonen, Vriens en Van Reeth, 2012; Maes et al. 2011, terug te vinden bij de achtergronddocumenten van de natuurwaardeverkenner). We zijn niet langer beperkt tot een verandering van landbouw naar natuurgebied, maar zijn in staat om alle omvormingen in landgebruik te beschouwen. We nemen hierbij ook verstedelijkt landgebruik mee.

→ **Verfijning van methodes van diensten**

De oorspronkelijke methodes voor belevingswaarde, luchtkwaliteit, geluid, denitrificatie en C-opslag in bodem en biomassa werden verder verfijnd. Met name is meer aandacht besteed aan een evenwichtige benadering over alle landgebruiken heen.

Ook werd naast de kwantitatieve en monetaire waardering een kwalitatieve waardering of scoremethodiek toegevoegd die weliswaar iets minder gedetailleerde informatie geeft, maar makkelijker toepasbaar is voor een bredere range aan diensten.

→ **Meer aandacht voor onzekerheden**

Onzekerheden in de waardering van ecosysteemdiensten zijn vaak groot. Om hieraan tegemoet te komen, hebben we gefocust op twee verbeteringen. Enerzijds omschrijven we ook de diensten waarvoor we te weinig informatie beschikbaar hebben, zodat duidelijker is dat niet alles

kwantitatief of monetair wordt gewaardeerd. Anderzijds beperken we ons niet tot 1 centrale schatting maar geven we een lage en hoge schatting hetgeen een betere indicatie geeft over het relatieve belang van de onzekerheden. De cijfers blijven een eerste indicatie van de grootte orde ook al lijken de cijfers tot op de euro nauwkeurig.

→ **Betrokkenheid van gebruikers**

De betrokkenheid van gebruikers is een cruciaal onderdeel en de drijvende factor achter deze wijzigingen. Op basis van feedback op een eindgebruikers-enquête, van de stuurgroep en informele contacten met gebruikers werden de belangrijkste verbeterpunten opgesteld en aangepakt. De resultaten van de eindgebruikers-enquête zijn terug te vinden op de website van de natuurwaardeverkenner bij de achtergronddocumenten.

Het is onze ambitie om deze handleiding en de tool verder te blijven ontwikkelen en op regelmatige basis te actualiseren met de huidige kennis op vlak van kwantificering en waardering. De tool kan dus beschouwd worden als een “levend” mechanisme dat gebruikt kan worden samen met of geïntegreerd in beslissingstools. We raden dan ook sterk aan steeds de website van de natuurwaardeverkenner te raadplegen voor de laatste versie van de handleiding.

Ook u als lezer, expert of gebruiker kan hieraan bijdragen door informatie/suggesties te geven over

- uw goede of slechte ervaringen met de handleiding/natuurwaardeverkenner;
- bronnen van informatie om de bestaande berekeningsmethodes te verbeteren;
- hoe we de gebruiksvriendelijkheid van de tool verder kunnen verbeteren;
- methodes om bijkomende ecosysteemdiensten te waarderen.

U kunt dit doen via het forum van de natuurwaardeverkenner of door een mail te sturen naar de adressen op de contactpagina.



HOOFDSTUK 2. METHODE

2.1. HOE ECOSYSTEEDIENSTEN WAARDEREN?

2.1.1. EEN PIRAMIDE-AANPAK

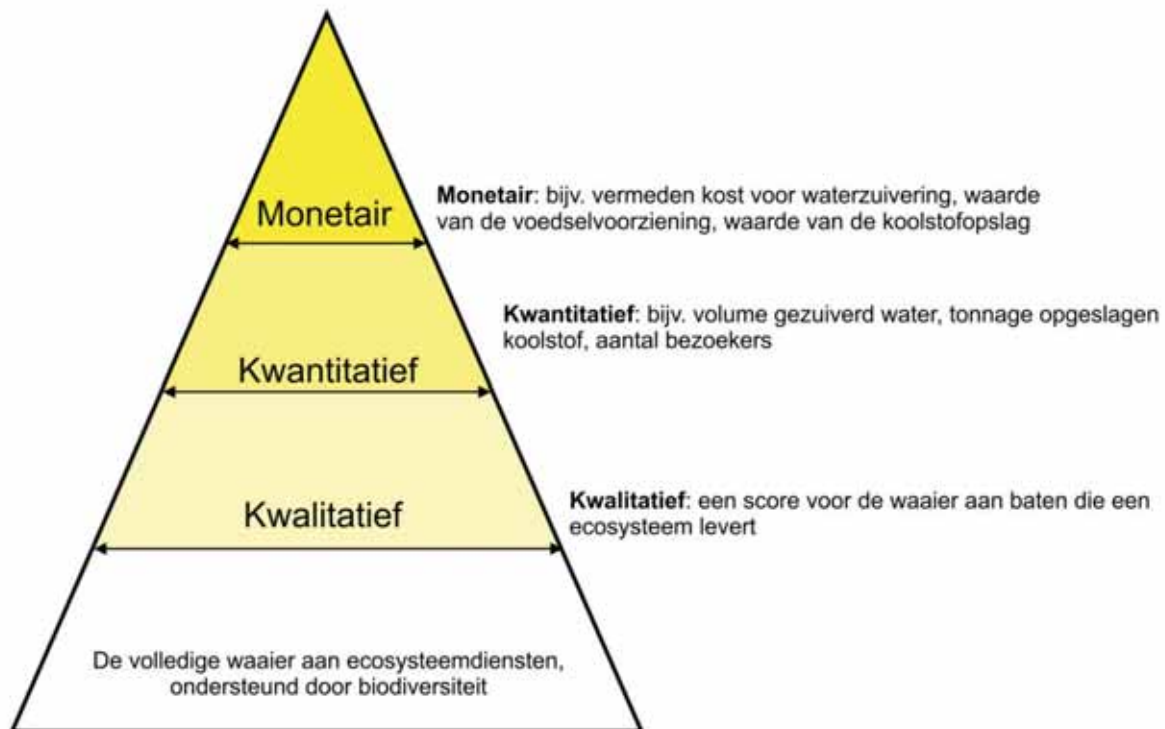
Niet voor alle ecosysteemdiensten is dezelfde hoeveelheid aan informatie beschikbaar. Daarom stellen we een piramidebenadering voor zoals beschreven in Kettunen et. al. (2009). Hierbij worden in eerste instantie zoveel mogelijk diensten omschreven en wordt een kwalitatieve waardering gegeven. Dit gebeurt via scores die aangeven hoe belangrijk de ecosysteemdiensten zijn en hoe hun belang wordt beïnvloed door specifieke ingrepen.

In tweede instantie stellen we functies op voor een kleinere selectie van ecosysteemdiensten om de bio-fysische impact van een scenario te kwantificeren (kwantitatieve waardering). Deze selectie gebeurt op basis van de beschikbaarheid van gegevens en de wetenschappelijke geloofwaardigheid van kwantificeringsfuncties. Ecosysteemdiensten waarvoor te weinig wetenschappelijke informatie of consensus bestaat, blijven in de eerste groep. Vertrekkende van de kwantificering gaan we tot slot voor een nog kleinere groep ecosysteemdiensten ook functies of kengetallen ontwikkelen om de monetaire waarde te kunnen bepalen.

Het voordeel van deze aanpak is dat we een zo volledig mogelijke bundel van ecosystemen waarderen. Zoals Kosoy en Corbera (2010) aangeven zijn waarderingsoefeningen die alleen één ecosysteemdienst onderzoeken misleidend. Enkel focussen op één ecosysteemdienst zoals bijvoorbeeld visvangst, kan leiden tot niet-duurzaam gebruik en desastreuze effecten op andere ecosysteemdiensten.

Het waarderen van een bundel ecosysteemdiensten betekent niet dat men alles moet waarderen. Het monetair waarderen van de huidige waarde van alle ecosystemen is op zichzelf weinig betekenisvol voor het beleid want zonder biodiversiteit is ook ons leven op aarde onmogelijk. Beslissingnemers zijn meer geïnteresseerd in de waardering van marginale (relatief kleine) veranderingen die plaatsvinden in de levering van ecosysteemdiensten. Daarom moeten we verschillende alternatieven, scenario's of veranderingen in landgebruik waarderen.

figuur 2: de waarderingspiramide



bron: vertaling van Kettunen et al. (2009)

2.1.2. IDENTIFICEREN: KWALITATIEVE WAARDERING

De kwalitatieve waardering geeft met een score op 10 aan of een specifieke ecosystemedienst al dan niet belangrijk is in een bepaald gebied, en of deze dienst verbetert of verslechtert bij toepassing van een bepaald beleid of project.

Identificatie van ecosystemediensten gaat in op volgende vragen:

- Wat zijn de ecosystemediensten die door gebieden geleverd worden en hoe belangrijk zijn deze diensten?
- Wat zijn de factoren die bepalen hoe groot de geleverde diensten zijn? Deze zijn per dienst bondig opgesomd in bijlage C.
- Wijzigen deze beïnvloedende factoren tussen scenario's?

Er zijn 3 types factoren die de belangrijkheid van een ecosystemedienst beïnvloeden:

- Aanbod uit het fysisch systeem: Geschiktheid/randvoorwaarden uit het fysisch systeem (is het gebied uit abiotisch standpunt geschikt om een bepaalde ecosystemedienst te leveren?)
- Aanbod uit landgebruik/bodembedekking: Wordt de ecosystemedienst effectief geleverd bij een bepaalde status van landgebruik/ecosysteem?
- Vraag: Noden van de maatschappij om in een bepaald gebied een (bijkomende) dienst te leveren.

Vanuit deze 3 invalshoeken kunnen we verschillende geschiktheidsfactoren identificeren en combineren. Op basis van expertenadvies en combinaties van deze geschiktheidsfactoren kunnen we vervolgens scores toekennen die aangeven hoe belangrijk een dienst is.

Deze methode is vooral pragmatisch en identificeert de belangrijkste veranderingen in geleverde ecosysteemdiensten binnen een gebied. Deze kwalitatieve waardering is een opstap naar de te kwantificeren/waarderen diensten, maakt snel duidelijk welke ecosysteemdiensten relevant zijn en geeft ook aan dat we met de huidige wetenschappelijke kennis belangrijke diensten nog niet kunnen kwantificeren.

2.1.3. KWANTIFICEREN: KWANTITATIEVE WAARDERING

De kwantitatieve waardering focust op numerieke data: We meten de verandering in ecosysteemdiensten die het resultaat is van een verandering in landgebruik in termen van fysische impact op bijv. productie (ton biomassa), verontreiniging (kg vuilvrachtreductie) of recreatie (aantal recreanten).

In deze handleiding maken we voor de kwantitatieve waardering zoveel mogelijk gebruik van kwantificeringsfuncties uit de literatuur en empirisch onderzoek. Om ecosysteemdiensten te kwantificeren vertalen we zoveel mogelijk de onderliggende ecologische processen in eenvoudig te gebruiken functies of kengetallen. We maken dus geen gebruik van uitgebreide proces-gebaseerde modellen die bijvoorbeeld beschikbaar zijn om de impact op overstromingen, erosieverlies of nutriëntenverwijdering te becijferen. Dergelijke oefeningen zijn zeer uitgebreid en niet op korte termijn uitvoerbaar voor een verkenning van een breed gamma aan diensten.

De eenheden waarin diensten worden gekwantificeerd zijn specifiek voor iedere dienst. Het is dus niet mogelijk om op basis van de kwantitatieve waardering diensten op te tellen en te vergelijken. Deze methode geeft wel goed aan in welke mate de levering van diensten verandert.

2.1.4. MONETAIRE WAARDERING

Monetaire waardering is het uitdrukken van de effecten op ecosysteemdiensten in geldtermen. Dit kan op basis van verschillende methodes uit de milieu-economie. We geven een korte beschrijving van verschillende methodes die mogelijk zijn. Meer details zijn te vinden in LNE (2008). Verder in de handleiding geven we per ecosysteemdienst aan welke methode we gebruiken.

→ Marktprijzen

Als marktprijzen beschikbaar zijn, worden deze gebruikt omdat ze informatie geven over wat de koper hiervoor minimum wil betalen (en dus iets zeggen over de bereidheid tot betalen en de voorkeuren van de koper), over de prijs die de verkoper wil om die diensten of goederen te leveren en over de hulpbronnen die hiervoor moeten opgeofferd worden (grondstoffen, energie, kapitaal en arbeid die we niet voor iets anders kunnen gebruiken).

Er zijn maar weinig ecosysteemdiensten die op een markt verhandeld worden. Bovendien is er weinig informatie over de hoeveelheid goederen die een ecosysteem levert en de kostprijs om de goederen te verkrijgen waardoor we ons vaak moeten beroepen op andere methoden om ecosysteemdiensten te waarderen.

→ **Vermeden reductiekosten**

Reductiekosten zijn de kosten van maatregelen die nodig zijn om bepaalde vervuilende stoffen in het milieu te reduceren bijv. stikstof in het water. Een ecosysteemdienst kan concentraties verminderen en ervoor zorgen dat bepaalde maatregelen niet moeten genomen worden en zo reductiekosten vermijden. De kost per eenheid emissievermindering (bijv. per kg stikstof) van de laatste nog net noodzakelijke maatregel om een milieudoel te bereiken, weerspiegelt de kosten die de maatschappij er voor over heeft om het betreffende milieudoel te behalen. Deze wordt de marginale reductiekost genoemd, en kan gebruikt worden als benadering voor de waarde van deze ecosysteemdienst. Deze benadering is minder goed dan onderstaande methodes omdat het verband met voorkeuren en bereidheid tot betalen van mensen minder direct is. Er is wel een indirect verband omdat het beleid bij de keuze van beleidsdoelstellingen – zoals over nutriënten en klimaatverandering – rekening houdt met zowel de mogelijke gevolgen van deze problemen en hoe mensen dat waarderen, als met de kosten van maatregelen om deze problemen op te lossen.

Om deze methode te kunnen toepassen heeft men twee soorten informatie nodig:

- specifieke milieudoelstellingen;
- de kosten van maatregelen om die doelstellingen te bereiken, gerangschikt volgens kosten-effectiviteit.

→ **Vermeden schadekosten**

Schadekosten zijn kosten als gevolg van schade bijvoorbeeld door de uitstoot van polluenten of door overstromingen. Milieugerelateerde gezondheidskosten zijn een vorm van schadekosten. De marginale schadekost is de bijkomende kost voor een extra eenheid toegebrachte schade.

Als een verbetering van de ecosysteemdiensten leidt tot minder schade, bijv. door het vermijden van een overstroming of het verwijderen van polluenten, dan kan de waarde van deze vermeden marginale schadekost gebruikt worden om de ecosysteemdienst te waarderen. Om dit te kunnen doen, is er nood aan goede studies met informatie over de vermeden schadekosten aan gezondheid of economie en de relatie met de ecosysteemdienst.

→ **Factorkostenmethode**

Deze methode waardeert de bijdrage van het ecosysteem aan de toegevoegde waarde van een product. Ze beschouwt natuur als input in het productieproces naast kapitaal en arbeid. Deze methode wordt maar zelden gebruikt.

→ **Gereveleerde (getoonde) voorkeuren**

In dit geval leidt men de voorkeuren van mensen en hun bereidheid tot betalen af uit hun gedrag op bestaande markten. Er zijn twee grote groepen:

Hedonische prijzenmethode

Door meer (minder) te betalen voor eenzelfde woning in een omgeving met een beter (slechter) milieuklimaat uiten mensen hun voorkeur voor deze omgevingsvariabele (bijvoorbeeld nabijheid

van een bos of geluidshinder). Via een statistische analyse schat men dan de bereidheid tot betalen voor de vermindering van de hinder of voor de aanwezigheid van een goed/dienst op basis van de waarde van het vastgoed.

Reiskostenmethode

Deze methode wordt vooral gebruikt om de recreatieve waarde van een ecosysteem te bepalen. Ze is gebaseerd op de denkpiste dat belevingswaarden geassocieerd zijn met een kost die gemaakt wordt om gebruik te maken van de dienst (de directe bestedingen zoals transportkosten, toegangsprijs en opportunitykosten van bestede tijd).




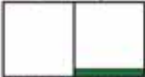









→ **Uitgedrukte voorkeuren**

Via een bevraging peilt men rechtstreeks naar de betalingsbereidheid van de respondenten voor een bepaald goed of dienst. Men creëert een hypothetische markt en daaraan zijn veel moeilijkheden verbonden. De kritiek op monetaire waardering is het grootst in het geval van uitgedrukte-voorkeurmethodes, omdat het niet altijd duidelijk is wat de mensen nu juist waarderen en of ze niet strategisch antwoorden. We onderscheiden verschillende manieren van bevragen. Heel veel van de kritiek is aangepakt door de methoden te verbeteren.

Een eerste is de contingente waarderingmethode. Deze gebruikt bevragingen om te weten te komen hoeveel mensen bereid zijn te betalen om een bepaald ecosysteem en de diensten die het levert te beschermen of te verbeteren. Alternatief in het geval van een mogelijke verslechtering van een ecosysteem, kan men via bevragingen trachten te achterhalen hoeveel mensen minimaal willen accepteren als compensatie voor het verlies of de degradatie van het ecosysteem en de geleverde diensten.

Een tweede vorm van bevraging gebeurt via keuzemodellering. Bij deze techniek moeten mensen kiezen tussen verschillende alternatieven, die vaak worden voorgesteld op een keuzekaart. De alternatieven bestaan uit dezelfde elementen (attributen) maar met verschillende invullingen of niveaus. Hieronder is een voorbeeld afgebeeld: in de twee alternatieve scenario's (A en B) is één van de elementen soortenrijkdom, maar bij scenario A is de soortenrijkdom laag, terwijl deze voor scenario B hoog is.

figuur 3: voorbeeld van een keuzekaart gebruikt bij keuzemodellering.

	Scenario A	Scenario B	Huidige situatie C
Natuurtype	Slik en schor 	Boa 	Akker of weiland 
Omvang	10 ha (100m bij 1 km) 	200 ha (2 km bij 1 km) 	
Nieuw natuurlandschap grenst aan ...	Bestaande industrie 	Bestaande landbouw 	
Soortenrijkdom	Laag 	Hoog 	
Toegankelijkheid	Niet toegankelijk 	Toegankelijk 	
Afstand tot uw woning	50 km van uw woning 	5 km van uw woning 	
Betaling aan fonds per huishouden per jaar	20 € per jaar	10 € per jaar	0 € per jaar

Bron: Liekens et al., 2009; Scenario C is 'niets doen'. De situatie blijft zoals ze is en de bevrageden hoeven niets te betalen. Als ze scenario A of B zouden kiezen, krijgen ze voor het vermelde geld dat 'totaalpakketje' aangeboden. In dit oefenvoorbeeld zal de overgrote meerderheid waarschijnlijk B boven A verkiezen. Een grote vogelliefhebber zal misschien voor A kiezen, omdat dat biotoop eerder zeldzaam is en noodzakelijk voor bepaalde soorten.

→ **Benefits transfer**

Benefits transfer is niet echt een monetaire waarderingmethode. Het is een methode om informatie uit bestaande waarderingstudies te vertalen naar de eigen gevalstudie. Indien een bestaande studie voldoende aansluit bij de eigen gevalstudie, kunnen daaruit waarden overgenomen worden. Hiermee moet wel voorzichtig omgesprongen worden, aangezien waardering context- en tijdsspecifiek is. Ondanks de uitdagingen bij de toepassing van benefits transfer, kan het een goed alternatief zijn voor de originele waarderingmethoden die complex, duur en tijdsintensief kunnen zijn.

Waardetransfer: We gebruiken de waarde uit een vergelijkbare studie en gebruiken deze voor het bestudeerde gebied. Eventueel kan de waarde nog aangepast worden aan bijv. de koopkracht van de regio als deze verschilt van die in de originele studie.

Functietransfer: In plaats van de waarde te transfereren wordt een functie geschat waarin rekening gehouden wordt met de verschillende beïnvloedende factoren (zowel karakteristieken van het gebied als karakteristieken van de respondenten). Zo kan de waardering aangepast worden aan de situatie van het studiegebied.

2.2. BEPERKINGEN

2.2.1. NIET ALLE DIENSTEN KOMEN EVEN GOED AAN BOD

In de handleiding proberen we zo volledig mogelijk te zijn met betrekking tot de verschillende ecosysteemdiensten. Uiteraard is niet over alle ecosysteemdiensten voldoende informatie beschikbaar. De berekende economische waarde is daarom slechts een indicatie van de totale waarde van het ecosysteem.

We maken in deze handleiding zoveel mogelijk gebruik van de laatste stand van kennis op het vlak van waardering van ecosysteemdiensten, maar niet voor alle ecosysteemdiensten is de kennis en de onderbouwing even groot. Daarom zullen sommige ecosysteemdiensten meer gedetailleerd zijn uitgewerkt dan andere. Voor de dienst klimaatregulatie kunnen we bijvoorbeeld inschatten hoe de waarde van deze dienst wijzigt in de toekomst. Dit kunnen we niet voor andere diensten zoals de verbetering van de luchtkwaliteit. Ook is niet voor alle types landgebruik even goed gekend hoe zij specifieke ecosysteemdiensten beïnvloeden.

Voor sommige ecosysteemdiensten is het onmogelijk hun waardering te vertalen naar een eenvoudige waarderingfunctie. We hebben in de handleiding aangegeven voor welke ecosysteemdiensten dit geldt en wanneer meer uitgebreide methodes en tussenkomst van een expert vereist zijn.

De berekende totale economische waarde als som van de waarden van de verschillende ecosysteemdiensten in de natuurwaardeverkenner is daarom slechts een indicatie van de totale waarde van het ecosysteem.

2.2.2. RISICO OP DUBBELTELLINGEN

Sommige ecosysteemdiensten kunnen elkaar overlappen. Eén van de grootste uitdagingen bij waardering is het vermijden van dubbeltellingen. Een aantal ecosysteemdiensten zijn moeilijk van elkaar te scheiden. Dat een bepaalde dienst geleverd wordt, hangt vaak rechtstreeks samen met een andere dienst. Enkele voorbeelden: een betere waterkwaliteit kan bijvoorbeeld bijdragen tot de drinkwaterproductie en visproductie; impact op geluid en luchtkwaliteit heeft bijvoorbeeld een effect op gezondheid; pollinatie en landbouwproductie zijn sterk met elkaar verbonden. Dit betekent dat we niet altijd eenduidig alle diensten afzonderlijk kunnen waarderen en vervolgens deze waarden kunnen optellen. Een goed hulpmiddel hierbij kan zijn om de ecosysteemdiensten in te delen in intermediaire en finale diensten (cfr. Fischer 2009). De intermediaire diensten zijn de functies (ondersteunende, regulerende) die een belangrijke bijdrage leveren tot de finale ecosysteemdiensten met baten voor de maatschappij. Vasthouden van water kan bijv. bijdragen aan bescherming tegen overstromingen. Enkel de finale diensten moeten we waarderen. Hoewel we hebben geprobeerd om dubbeltellingen zoveel mogelijk te vermijden, moeten gebruikers hier toch de nodige aandacht aan besteden bij de interpretatie van de handleiding.

2.2.3. ONZEKERHEID BIJ TRANSFEREREN VAN WAARDES NAAR ANDERE GEBIEDEN

De tool maakt gedeeltelijk gebruik van benefit transfer. Hierbij is aandacht voor verschillen in context belangrijk. De waarden zijn enkel geldig bij de uitgangspunten vermeld bij de betreffende ecosysteemdiensten. Om de verschillen zo klein mogelijk te maken, maken we waar mogelijk

gebruik van waarderingsfuncties waarbij ruimtelijke factoren maximaal worden geïntegreerd (zowel ecologische factoren die de natuurlijke processen beïnvloeden als factoren die de betalingsbereidheid van de mens beïnvloeden).

De Natuurwaardeverkenner is enkel gebouwd voor gebieden binnen het Vlaamse gewest. De culturele waarde heeft enkel betrekking op natuurontwikkeling binnen Vlaanderen en is gebaseerd op de betalingsbereidheid van Vlaamse gezinnen. Ook voor de regulatiefuncties, met uitzondering van de verbetering van de luchtkwaliteit, zijn de berekeningen opgesteld in functie van Vlaamse situaties en zijn ze vooral afgeleid van Vlaamse classificatiemethodes inzake bodem, grondwater,... Het gebruik van de natuurwaardeverkenner voor gebieden buiten Vlaanderen is dus niet aan te raden.

2.2.4. ANDERE BEPERKINGEN

De handleiding biedt geen kosten-batenberekening aan. We hebben wel getracht kort weer te geven welke stappen nog moeten ondernomen worden om de cijfers te kunnen gebruiken in een kosten-batenanalyse (zie hoofdstuk 7). In de webtool kan er voor geopteerd worden om deze berekeningen te maken.

Voor de kwantificering maakt men gebruik van databanken en kaarten waarvan de gegevens enkele jaren oud kunnen zijn. De realiteit kan ondertussen veranderd zijn in vergelijking met deze data. Zo kan de drainageklasse van een gebied gewijzigd zijn t.o.v. wat in de bodemkaart is terug te vinden. Als experts weten hoe zaken veranderd zijn, dan is het raadzaam om deze kennis te gebruiken om de hoeveelheden te bepalen. Als men bestaande data gebruikt of aanpast, is het belangrijk om goed de referentiesituatie en de gemaakte veronderstellingen te vermelden bij de rapportage.

De tool geeft ook geen advies over hoe de projectbaten moeten gescheiden worden van baten die ook zonder het project zouden plaatsgevonden hebben (autonome evolutie).

2.3. WELKE ECOSYSTEMEN KOMEN AAN BOD?

Deze handleiding maakt vooral een onderscheid tussen de verschillende natuurlijke ecosystemen. Daarnaast komen ook landbouw en verstedelijkt gebied aan bod omdat natuur vaak verdwijnt ten voordele van of wordt gecreëerd ten koste van deze landgebruiken. Voor landbouw komen ook in beperkte mate kleinschalige landschapselementen aan bod en hun invloed op ecosysteemdiensten. Deze handleiding geeft geen informatie over de voordelen van groene elementen in stedelijke omgeving. Hiervoor verwijzen we naar Aertsens et al. (2012).

De volgende classificatie van ecosystemen, gebaseerd op discussies in de stuurgroep en de adviesnota van INBO (Thoonen, Vriens en Van reeth 2012), wordt aangehouden:

Zeekust en estuaria

Hieronder vallen het hoogstrand, de duinen en de slikken- en schorrenvegetaties. Deze vegetaties staan alle onder invloed van de zee. Aan de kust gaat het strand over in duinen of wordt het begrensd door de zeedijk. Duinen bestaan uit zandophoppingen al dan niet met begroeiing van grassen, kruiden en mossen. Er kunnen ook struiken en bomen voorkomen. Een estuarium is het benedenstrooms gedeelte van een rivier dat onder invloed staat van de getijdenwerking van de zee. Hier komen vegetaties voor aangepast aan het zoute tot brakke milieu: slikken en schorren. Buitendijks komen ze voor in het Schelde-estuarium, de IJzermonding, het Zwin en de Baai van Heist. Binnendijks betreft het zilte vegetaties in laaggelegen poldergraslanden en langs zilte kreken.

Rivieren en stilstaande wateren

Het gaat hier om alle oppervlaktewateren, zowel stromende als stilstaande wateren. Water wordt afgevoerd via rivieren, die ontstaan als kleinere beken en stroomafwaarts uitgroeien tot brede rivieren. Stilstaande wateren kunnen sterk variëren in diepte, gaande van enkele tientallen meters tot minder dan een meter. Stilstaande wateren met een goede ecologische kwaliteit bevatten helder water en veel drijvende en ondergedoken waterplanten. Op natuurlijke wijze ontstaan stilstaande wateren op lager gelegen plaatsen in het landschap waar water samenkomt en blijft staan. Dit zijn poelen, meren en vennen (ondiep meer op zandgrond). Door de mens werden doorheen de jaren waterpartijen aangelegd zoals (vis)vijvers, veedrinkpoelen of plassen na de ontginning van grondstoffen.

Moerassen

In moerassen staat de watertafel heel het jaar door nabij het grondoppervlak of zijn de terreinen langdurig overstroomd. Hierdoor ontwikkelt zich een specifieke vegetatie van moerasplanten. Moerassen komen ook voor op de overgang van waterbiotopen naar landbiotopen. Het betreft dan de drijvende plantenmatten van dichtgroeïende wateren. Ook venen behoren tot deze klasse. Het karakter van dit terreintype wordt bepaald door de ophoping van plantenresten onder natte omstandigheden. Venen kunnen zowel door grondwater(laagveen) als door regenwater (actief hoogveen) gevoed worden. Moerasbossen vallen onder de groep 'bossen'.

Heide en landduinen

Heidevegetaties komen vooral voor op zeer voedselarme, zandige gronden. De vegetatie bestaat vooral uit heideplanten, mossen en korstmossen. Voor behoud van de resterende heide is een beheer nodig ter vervanging van de vroegere landbouwpraktijken. De evolutie naar bos wordt afgeremd door maaien, plaggen, branden en begrazing. Landduinen zijn zandophopingen al dan niet begroeid. Ze sluiten in Vlaanderen nauw aan bij de heidevegetaties.

Bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten

In bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten komen er naast grassen ook verschillende soorten bloemen en kruiden voor. Deze graslanden zijn ook rijk aan diersoorten, zoals ongewervelden en vogels. Deze graslanden zijn overblijfselen van de vroegere landbouw, toen er nog weinig chemische meststoffen en bestrijdingsmiddelen gebruikt werden. De graslanden worden af en toe gemaaid of begraasd.

Bossen en struiken

In bossen bepalen vooral bomen het uitzicht, maar er komt meestal ook een grote verscheidenheid aan kruidachtige planten, struiken, mossen en zwammen voor. Het beheer van bossen kan zich richten op behoud, herstel of ontwikkeling van de biodiversiteit, op een waaier van functies en ecosysteemdiensten of uitsluitend op commercieel rendabele houtproductie.

Ook struweel valt onder deze categorie omdat het hier vaak gaat over terreinen die in ontwikkeling zijn naar bos. Struwelen bevatten vaak reeds hoog opgeschoten, houtige struiken en enkele jonge bomen. Dit met uitzondering van gagelstruweel en duindoornstruweel, die ondergebracht worden onder respectievelijk 'Heide en landduinen' en 'Zeekust en estuaria'.

Akker of weiland

Op deze gronden primeert de opbrengst van landbouwgewassen, fruitteelt of veeteelt. De natuurwaarden zijn er van ondergeschikt belang. Ook boomgaarden vallen hieronder. Er kan wel aandacht worden gegeven aan deze natuurwaarden door bijvoorbeeld het herstel en behoud van **kleine landschapselementen (KLE)**.

Stedelijk landgebruik

Elke vorm van landgebruik die gepaard gaat met een verharding van de bodem valt onder stedelijk landgebruik. Dit omvat o.a. woongebieden (incl. tuinen), industrie (excl. eventuele groene bufferzones) en infrastructuur (sportterreinen, vliegvelden, wegen en spoorwegen).

In bijlage A koppelen we deze ecosysteemindeling aan de indeling van de Biologische Waarderingskaart zodat eventueel gebruik kan gemaakt worden van deze in GIS beschikbare kaartlaag om de oppervlakten per ecosysteem te bepalen.

2.4. WELKE ECOSYSTEEMDIENSTEN KOMEN AAN BOD?

Om aan te geven welke ecosystemendiensten wel of niet aan bod komen, baseren we ons op de laatst beschikbare internationale oplijsting van ecosystemendiensten (CICES 2013). CICES is een voorstel voor een internationale classificatie van ecosystemendiensten, ontwikkeld voor de statistische afdeling van de United Nations (UNSD) en het Europese Milieu Agentschap (meer info op www.cices.eu). Deze classificatie is nog in ontwikkeling en kan nog wel wijzigen de komende jaren. We baseren ons op de laatste beschikbare versie (4.3) begin 2013 en hebben deze indeling wat vereenvoudigd voor deze handleiding.

tabel 1: overzicht ecosystemendiensten en beschikbaarheid waarderingsmethoden in de handleiding

Sectie	Groep	Ecosysteemdienst	Beschrijving	Kwalitatief	Kwantitatief	Monetair
Producterende diensten	voeding (4.1)	landbouwgewassen	Sectie 4.1.1	X	X	X
		vee en melk producten	Sectie 4.1.1	X	X	X
		wilde dieren uit terrestrische ecosystemen	Sectie 4.1.2			
		wilde planten uit terrestrische ecosystemen	Sectie 4.1.3			
		zoetwaterdieren (bv. vis) en planten	Sectie 4.1.4			
		zeedieren (bv. vis, schaaldieren) en – planten, algen	Sectie 4.1.5			
		planten, algen en dieren uit in-situ aquacultuur	Sectie 4.1.4 en sectie 4.1.5			
	water (4.2)	watervoorziening oppervlakte- en grondwater	Sectie 4.2			
	materialen (4.3)	hout	Sectie 4.3.1	X	X	X
		andere plantaardige materialen	Sectie 4.3.2			
		dierlijke materialen (bijv. pels)	Sectie 4.3.2.			
		genetische, medicinale en cosmetische bronnen	Sectie 4.3.2			
energie (4.4)	biomassa	Sectie 4.4.1				
Regulerende diensten	verminderen van afval, toxische stoffen	bioremediatie	Sectie 5.1.1			
		verdunding, filtratie en	Sectie	X	X	X

Sectie	Groep	Ecosysteemdienst	Beschrijving	Kwalitatief	Kwantitatief	Monetair
	en andere (5.1)	opslag van polluenten: luchtkwaliteit door filtratie van fijn stof	5.1.2			
		verdunding, filtratie en opslag van polluenten	Sectie 5.1.2			
		verminderen geluidshinder	Sectie 5.1.3	X	X	X
		verminderen visuele hinder en geurhinder	Sectie 5.1.4			
	reguleren van water- en landstromingen (5.2)	stabilisatie van waterniveaus	Sectie 5.2.1			
		bescherming tegen overstromingen vanuit de rivier	Sectie 5.2.2.	X	X	X
		bescherming tegen overstromingen vanuit de zee (kustbescherming)	Sectie 5.2.3			
		bescherming tegen erosie	Sectie 5.2.4			
	reguleren van de fysische, chemische en biologische omgeving (5.3)	mondiale klimaatregulatie (C-opslag in de bodem)	Sectie 5.3.1	X	X	X
		mondiale klimaatregulatie (C-opslag in biomassa)	Sectie 5.3.2	X	X	X
		regionale en lokale klimaatregulatie	Sectie 5.3.3			
		waterkwaliteit (denitrificatie)	Sectie 5.3.4	X	X	X
		waterkwaliteit: vermeden uitspoeling en begraving N en P	Sectie 5.3.5	X	X	X
		pollinatie en zaadverspreiding	Sectie 5.3.6			
		kraamkamers	Sectie 5.3.7			
		natuurlijke plaag- en ziektebestrijding (incl. invasieve soorten)	Sectie 5.3.8			
	Culturele diensten	totale culturele diensten ¹ gewaardeerd met uitgedrukte voorkeuren	Sectie 6.1		X	X
recreatie en beleving		beleving van recreanten en	Sectie 6.2.1	X	X	X

¹ Verder in de handleiding ook belevings- en overdrachtswaarde genoemd.

Sectie	Groep	Ecosysteemdienst	Beschrijving	Kwalitatief	Kwantitatief	Monetair
		toeristen				
		beleving van omwonenden	Sectie 6.2.2	X	X	X
		gezondheidseffecten van contact met natuur	Sectie 6.2.3			
	informatie en kennis	educatie	Sectie 6.3.1			
		onderzoek	Sectie 6.3.1			
		culturele, spirituele en symbolische waarde	Sectie 6.4			
		niet-gebruikswaarde	Sectie 6.5	X	X	X

Bron: CICES V4.3, 2012 (international classification of ecosystem services) en eigen vertaling VITO.



HOOFDSTUK 3. STAPPENPLAN VOOR GEBRUIK HANDLEIDING EN TOOL

tabel 2: stappenplan voor gebruik handleiding

Voorbereiding	Stap1: identificatie van het project	handleiding 3.1.1.
	Stap 2: in kaart brengen huidige situatie	handleiding 3.1.2. en nota overzicht locatiespecifieke data
	Stap 3: in kaart brengen toekomstig landgebruik of veranderingen	handleiding 3.1.3. en nota overzicht locatiespecifieke data
	Stap 4: selecteren relevante ecosysteemdiensten	handleiding 3.1.4. en nota overzicht locatiespecifieke data
Waardering	Stap 5: selecteren benodigde informatie	handleiding 3.2.1., nota overzicht locatiespecifieke data en kadertekst bij individuele ecosysteemdiensten
	Stap 6: afbakenen van deelgebieden voor de berekeningen	handleiding 3.2.2.
	Stap 7: kwalitatieve waardering: scores van ecosysteemdiensten	handleiding 3.2.3. en bij elke individuele ecosysteemdienst
	Stap 8: kwantitatieve waardering: waarden in kwantitatieve termen (ha, ton, ...)	handleiding 3.2.3 en bij elke individuele ecosysteemdienst
	Stap 9: monetaire waardering: schatting van jaarlijkse baat in €/jaar	handleiding 3.2.3 en bij elke individuele ecosysteemdienst
Beleidsaanpak en rapportering	Stap 10: verder gebruik. Pas de resultaten toe in een milieu-effectenrapport of een MKBA	handleiding 3.3.1. en hoofdstuk 7
	Stap 11: maak de waardering beschikbaar voor het verdere beslissingsproces.	handleiding 3.3.2.

3.1. FASE 1: VOORBEREIDING

3.1.1. STAP 1: DEFINITIE PROJECT EN BEPALEN (POSITIEVE OF NEGATIEVE) IMPACT OP NATUUR

De effecten van een plan, scenario, of een bepaald beleid op natuur kunnen blijvend of tijdelijk zijn. In een eerste stap moeten deze effecten in kaart worden gebracht.

Stel de volgende vragen:

- Heeft mijn project een direct effect op natuur in de ruime omgeving? Effecten kunnen zijn: het verdwijnen van areaal, wijzigingen in areaal, het herstel van natuur.
- Heeft mijn project een indirect effect op het natuurlandschap in de ruime omgeving? Indirecte effecten zijn wijzigingen in het ecosysteem door verstoring, verdroging, vernatting of bescherming.
- Kan mijn project een wijziging teweegbrengen in de belevingskwaliteit van het landschap?
- Zijn er mitigerende maatregelen voorzien en zo ja welke? Voorbeelden zijn de compensatie van het verdwenen gebied op verschillende alternatieve locaties, buffering of herstelwerkzaamheden.

Is het antwoord op één van deze vragen ja, ga dan verder met de volgende stappen.

Indien een milieueffectenrapport (MER) wordt opgesteld, dan kan men de antwoorden op bovenstaande vragen hierin terugvinden. Vaak worden in dit kader ook heel wat monitoringgegevens verzameld.

<http://www.lne.be/themas/milieueffectrapportage/raadplegen-milieueffectrapportages/dossierdatabank>

3.1.2. STAP 2: IN KAART BRENGEN HUIDIGE SITUATIE, AFBAKENEN STUDIEGEBIED

Een studiegebied is een aaneensluitend gebied waarin veranderingen in landgebruik optreden of waar wijzigingen aan het ecosysteem plaatsvinden. Een opsplitsing in gebieden is van toepassing als het werkelijk gaat over fysiek van elkaar gescheiden gebieden.

Breng van dit gebied/deze gebieden het huidige landgebruik in ha in kaart volgens de indeling van de handleiding:

- stedelijk landgebruik
- akker of weiland
- bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten
- bossen en struiken
- heide en landduinen
- moerassen (incl. venen)
- zeekust en estuaria
- rivieren en stilstaande wateren

Voor individuele diensten is soms een verfijning nodig van deze classificatie. We raden daarom aan om het achtergronddocument “nota met overzicht locatiespecifieke data” te raadplegen.

3.1.3. STAP 3: IN KAART BRENGEN TOEKOMSTIG LANDGEBRUIK OF VERANDERINGEN

Breng in kaart hoeveel van welke vorm van landgebruik/welk ecosysteem volgens de indeling in de handleiding zal aanwezig zijn in de toekomstige situatie. Welke ecosystemen verdwijnen, welke komen er bij? Probeer dit zo concreet mogelijk in aantal ha om te zetten. Ook hier zijn soms verfijningen noodzakelijk.

Het kan zijn dat het toekomstig landgebruik niet wijzigt maar dat het project een verandering teweegbrengt in het gebied (bijv. vernatting). Vul dan hier de huidige situatie in, maar probeer zo gedetailleerd mogelijk de veranderingen te identificeren binnen de beïnvloedende factoren bijv. andere drainageklasse (zie stap 5).

3.1.4. STAP 4: SELECTEREN RELEVANTE ECOSYSTEEDIENSTEN

Een project kan positieve of negatieve gevolgen hebben op ecosysteemdiensten. Stel de volgende vragen:

- Welke ecosysteemdiensten leveren de ecosystemen momenteel.
- Op welke ecosysteemdiensten heeft mijn project mogelijk een effect?
- Welke potentiële ecosysteemdiensten kan het nieuw te creëren gebied voortbrengen en hoe kan ik deze optimaliseren?

Vaak worden deze vragen niet beantwoord in een MER. Overleg met experts is de beste manier om deze vragen te beantwoorden. Deze handleiding kan een hulpmiddel zijn om de mogelijk relevante ecosysteemdiensten op te sommen. De kwalitatieve waardering kan gebruikt worden als een scoping instrument. Enkel de ecosysteemdiensten waarvoor de kwalitatieve score significant wordt beïnvloed (minstens 1 punt verschil), moeten meegenomen worden in de verdere analyse.

U kan er ook voor kiezen om alle diensten te selecteren. Hoe meer diensten u kiest, hoe meer inputdata nodig zullen zijn voor de berekeningen. Diensten waarvoor u bij voorbaat al weet dat ze onbelangrijk zijn, kunnen dan ook best niet geselecteerd worden.

3.2. FASE 2: WAARDERING

3.2.1. STAP 5: VERZAMELEN BENODIGDE INFORMATIE

Onder de titel “Benodigde informatie” vindt u telkens per ecosysteemdienst terug welke informatie u moet verzamelen. Dit reflecteert ook welke onderliggende bio-fysische factoren een invloed hebben op specifieke ecosysteemdiensten. We verwijzen hiervoor ook naar de “nota met een overzicht van de nodige locatiespecifieke data” bij de achtergronddocumenten van de natuurwaardeverkenner.

Wanneer u de benodigde parameters verzamelt, moet u zichzelf de vraag stellen hoe het project een invloed kan hebben op de onderliggende bio-fysische factoren. Voorbeelden zijn: door het

project verandert het landgebruik en de vegetatie, ligt de gemiddelde grondwatertafel lager of wordt het gebied natter of toegankelijker.

Wanneer men de effecten van een plan in kaart brengt, is het aanbevolen om zoveel mogelijk monitoringgegevens van het studiegebied te verzamelen die vereist zijn voor de berekeningen.

3.2.2. STAP 6: AFBAKENEN VAN DEELGEBIEDEN VOOR DE BEREKENINGEN

Standaard definiëren we één gebied als een aaneensluitende oppervlakte waar u nieuwe natuur wil creëren. Een opsplitsing in gebieden is van toepassing als het werkelijk gaat over fysiek van elkaar gescheiden gebieden. Per gebied kan men dan variëren in kenmerken als gemiddelde drainageklasse en gemiddeld bodemtype.

Alle functies in deze handleiding en de tool hebben als uitgangspunt dat per gebied slechts 1 invulwaarde voor de verschillende karakteristieken kan worden gedefinieerd. Dit betekent dat er slechts 1 grondwaterstand, bodemtextuurklasse of drainageklasse worden gedefinieerd per gebied. Als er in een gebied veel ruimtelijke verschillen bestaan met betrekking deze karakteristieken en u vindt het relevant om daar rekening mee te houden, is het mogelijk om een aaneensluitend gebied onder te verdelen in verschillende deelgebieden.

Er bestaat geen eenduidig antwoord op de vraag wanneer u best met een onderverdeling in gebieden werkt en hoeveel gebieden u in die gevallen zou moeten definiëren. Dit hangt af van de graad van detail die u wenst te bekomen, van de mate van variatie in kenmerken binnen het scenario en van de hoeveelheid tijd die u wenst te steken in de berekening.

Een gebied kan bijvoorbeeld in deelgebieden ingedeeld worden op basis van de bodemtextuur of vochtgehalte in de bodem. Hoe meer deelgebieden u definieert, hoe nauwkeuriger de berekening zal zijn, maar hoe meer informatie u nodig heeft. U moet dan immers per deelgebied de karakteristieken definiëren.

Als u een gebied in deelgebieden verdeelt raden we aan om een apart scenario door te rekenen per hoofdgebied. Als u bijvoorbeeld 2 hoofdgebieden hebt en u wil één ervan verdelen in meerdere deelgebieden maakt u best een scenario per hoofdgebied. U moet voor het gebied dat u onderverdeelt in deelgebieden ook een apart scenario aanmaken voor het berekenen van de culturele diensten aangezien de berekening van de totale culturele waarde o.b.v. de betalingsbereidheidfuncties foutieve resultaten (een onderschatting) geeft bij een berekening per deelgebied.

3.2.3. STAP 7 T.E.M. 9: BEREKENEN – KWALITATIEF, KWANTITATIEF EN MONETAIR WAARDEREN

Wanneer zich in een ecosysteemdienst een verandering voordoet, kan men becijferen hoe groot deze verandering is in kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire termen. Wanneer de ecosysteemdienst verdwijnt, waarden we hoe groot deze dienst was in het verleden en de mate waarin de dienst wijzigt.

Vul hiervoor de verzamelde gegevens in de webtool in. De gebruikte functies en/of kengetallen in de tool vindt u terug onder de paragraaf "Te gebruiken cijfers" van elke individuele ecosysteemdienst. De methoden en denkwijze zijn kort uitgelegd in de eerste paragrafen van elke ecosysteemdienst.

3.3. FASE 3: BELEIDSTOEPASSING EN RAPPORTERING

3.3.1. STAP 10: VERDER GEBRUIK - INTEGREREN IN EEN BESLISSINGSTOOL ZOALS MKBA

De wijze waarop we de baten in kaart brengen sluit aan bij benaderingswijzes in maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA). Als u de methoden in de handleiding toepast krijgt u jaarlijkse baten die verschillen tussen scenario's. Deze baten zijn de baten voor de maatschappij.

Voor sommige ecosysteemdiensten wijzigen de jaarlijkse baten. Dit wordt aangegeven bij de desbetreffende ecosysteemdienst. We drukken alles uit in euro's van een bepaald referentiejaar (2010) om een constante meeteenheid te hebben. De resultaten zijn baten aan factorkosten.

Indien u deze cijfers wenst te gebruiken in een MKBA moet u rekening houden met de tijdshorizon waarin de kosten en baten zich zullen voordoen, een keuze maken in discontovoet, goeipercenages en het prijspeil aanpassen aan het jaar waarin de MKBA wordt opgemaakt.

Meer gedetailleerde richtlijnen voor gebruik in een MKBA vindt u in hoofdstuk 7. In de webtool worden deze stappen automatisch genomen.

3.3.2. STAP 11: RAPPORTERING

In de rapportering wordt best aandacht besteed aan: (i) de onzekerheid met betrekking tot de schattingen van de effecten (ii) de referentiesituatie en de gebruikte uitgangspunten van de gekozen inputgegevens (iii) de uitgangspunten gebruikt voor de bepaling van de relevante populatie (iv) de uitgangspunten gemaakt bij de transfer van economische waarden en functies (v) het potentiële belang van incomplete informatie of van niet-gemonetariseerde impacten. U kan hierbij gebruik maken van de paragraaf 'uitgangspunten' onder elke ecosysteemdienst.

In de natuurwaardeverkenner kunnen resultaten ook geëxporteerd worden naar excel, waardoor u een overzicht krijgt van ingevoerde data, berekeningsmethodes, gehanteerde parameters en resultaten.



HOOFDSTUK 4. PRODUCERENDE DIENSTEN

Producterende diensten omvatten de levering van voedsel, materiaal of energie. Vooral landbouwproductie en houtproductie zijn in de Vlaamse context relevant en hebben we verder uitgewerkt. Andere producerende diensten worden in deze handleiding enkel omschreven.

4.1. VOEDING

4.1.1. LANDBOUWPRODUCTIE

→ Beschrijving

De productie van landbouwproducten heeft betrekking op de landbouwteelten die binnen een gebied geoogst worden. De baat is de toegevoegde waarde van de producten die op deze percelen worden geproduceerd.

Benodigde informatie:

→ Aantal ha per hoofdteelt: maïs; granen, zaden en peulen; grasland; voedergewassen; vlas en hennep; groenten, kruiden en sierplanten; aardappelen; suikerbieten; fruit en noten; overige gewassen

→ Kwalitatieve waardering

Voor de kwalitatieve waardering gebruiken we een zeer eenvoudig scoresysteem waarbij aan landbouwgebied een score 10 wordt toegekend en aan niet-landbouwgebied een score 1.

Verdere nuancerings in kwalitatieve waardering zijn mogelijk in functie van bijvoorbeeld beheer (combinatie met milieu- en natuurdoelen), bodemgeschiktheid, erosiegevoeligheid of nabijheid van de bedrijfszetel. Een uitgebreid analysekader dat met deze factoren rekening houdt, werd ontwikkeld binnen de Landbouwimpactstudie (LIS) van het departement Landbouw en Visserij (Bollen, 2012). LIS is aan te raden als een analyse gebeurt op perceelsbasis en de vraag is waar landbouwgrond omvormen de minste impact heeft op landbouwproductie. De score-methodiek in deze handleiding volstaat om voor een groter gebied te bepalen hoe het belang van landbouwproductie kan veranderen door wijzigingen in landgebruik.

→ Kwantitatieve en monetaire waardering

Kwantificering van landbouwproductie gebeurt op basis van de teeltregistratie in 2010, bodemgeschiktheidskaarten en landbouwkundige resultatenrekeningen.

De landbouwkundige resultatenrekeningen weerspiegelen de toestand van de opbrengsten en de kosten (exclusief BTW) van een bedrijfstak (per diertype, teelt) of van een aantal bedrijfstakken samen. Ze zijn gebaseerd op een steekproef van ongeveer 750 bedrijven (Van Broekhoven et al., 2012).

In een typische maatschappelijke kosten-batenanalyse of becijfering van de maatschappelijke baten wordt vooral gekeken naar de directe productiewaarde of productieverliezen (in geval van verdwijning van landbouwgrond). Van de productiewaarde worden eventuele uitgespaarde kosten en premies afgetrokken. De netto waarde bestaat dan uit het verschil tussen de productiewaarde en de productiekosten. We nemen hier het bruto bedrijfsresultaat als indicator (totale opbrengst (excl. premies) – de som van alle operationele kosten). Gezien de variabiliteit in opbrengsten is het aan te raden een gemiddelde te nemen over meerdere jaren.

De vermelde indicatoren zijn niet geschikt voor voedergewassen. De beschikbare bedrijfsresultaten zijn vooral gebaseerd op productiekosten. Marktprijzen kunnen we niet gebruiken, omdat het grootste deel van de voedergewassen niet verkocht wordt, maar gebruikt wordt als veevoeder. Voor voedergewassen heeft het Department Landbouw & Visserij een alternatieve methode opgesteld die de bruto bedrijfsresultaten van melkvee en vleesvee verdeelt over voedergewaspercelen en zo een opbrengstfactor per ha voedergewas bekomt (D'Hooghe et al. 2012). Het gewogen gemiddelde van 2006-2009 bedraagt 1580€/ha. Voor de berekening van 25-percentiel- en 75-percentiel-waardes voor voedergewassen en grasland in tabel 3 nemen we het laagste (1.245 €/ha) en hoogste gemiddelde (1.818 €/ha) uit de berekeningen van D'hooghe et al. 2012.

→ **Uitgangspunten**

- We brengen enkel operationele kosten in rekening en geen vaste kosten, omdat we ervan uitgaan dat er geen landbouwbedrijven verdwijnen of arbeid verloren gaat, waardoor vaste, structurele kosten niet wijzigen.
- De bedrijfsresultaten worden weergegeven in functie van de betaalde oppervlakte. Dit is de totale oppervlakte ingenomen door het gewas, uitgedrukt in ha.
- De resultaten zijn beschikbaar per percentiel.
- De gebruikte kengetallen gaan uit van de eenmalige perceelsregistratie in 2010. De samenstelling van teelten en opbrengsten per teelt variëren sterk van jaar tot jaar. Vandaar dat we ook een gemiddelde nemen van 3 jaren.

→ Te gebruiken cijfers

tabel 3: gemiddelde van bruto bedrijfsresultaten in Vlaanderen gegroepeerd per hoofdteelt

Hoofdteelt	Gemiddelde bruto bedrijfsresultaat (excl. subsidies) 2008-2010 per hoofdteelt (€/ha.jaar)		
	P25	P50	P75
Maïs	1.003	1.300	1.526
Granen, zaden en peulvruchten	718	963	1.233
Grasland	1.245	1.580	1.818
Voedergewassen	1.245	1.580	1.818
Vlas en hennep	788	1.159	1.414
Groenten, kruiden en sierplanten	1.714	2.733	4.048
Aardappelen	1.727	2.767	4.259
Suikerbieten	1.263	1.588	1.905
Fruit en Noten	5.257	7.601	10.718
Overige gewassen	1.901	2.507	2.916
Landbouwinfrastructuur (gebouwen, verhardingen)	landgebruik inbegrepen bij stedelijk landgebruik		
Houtachtige gewassen	opbrengst inbegrepen bij houtproductie		

→ Een voorbeeld

Een gebied van 200 ha bestaat in zijn huidige vorm uit 100 ha grasland, 50 ha akkerland en 50 ha heide. Men wil van dit gebied een gevarieerd natuurgebied maken met bos (100 ha), bloem- en soortenrijk grasland (50 ha) en heide (50 ha). Het akkerland bestaat uitsluitend uit maïs.

Kwalitatieve waardering

Het huidige gebied bestaat grotendeels uit landbouw en voor een klein deel uit niet-landbouwgebied. Dit geeft een gemiddelde score van $(150 \times 10 + 50 \times 1) / 200$ of een score van 7,75 op 10. Het toekomstige gebied heeft geen landbouwgebied meer en krijgt score 1.

Het scenario kent voor deze dienst dus een negatieve kwalitatieve waardering van -6,75.

Kwantitatieve en monetaire waardering

Voor landbouwproductie is er geen onderscheid tussen kwantificering en waardering. De minimum schatting van het verlies aan landbouwproductie is gelijk aan $100 * 1.245 + 50 * 1.003 = 174.650$ €/jaar. De maximum schatting is gelijk aan $100 * 1.818 + 50 * 1.526 = 258.100$ €/jaar.

4.1.2. WILD

→ Beschrijving

Ecosystemen brengen wildsoorten voort die gebruikt kunnen worden als voedsel. Deze dienst heeft naast de productie van voedsel ook nog andere baten zoals de recreatieve functie van de jacht, fotografie en observatie, of het gebruik als materiaal, bijv. pels.

De baat met betrekking tot voedselproductie kan gewaardeerd worden door de hoeveelheid geschoten wild te vermenigvuldigen met de marktprijs voor wild. In Vlaanderen is de totale waarde van deze dienst heel beperkt. Er is bovendien onvoldoende informatie om deze toe te wijzen aan specifieke gebieden. We hebben dan ook geen waarderingsmethodes voor deze dienst opgenomen in de handleiding. Naast de productieve functie heeft jagen en wildobservatie ook een recreatief aspect, wat onderdeel uitmaakt van de culturele diensten. De recreatieve baten van jacht zijn impliciet meegenomen bij de beleving voor recreanten, toeristen en omwonenden, zonder dat jagers specifiek onderscheiden worden.

4.1.3. NIET-GE CULTIVEERDE GEWASSEN

→ Beschrijving

Ecosystemen produceren natuurlijke voedingsproducten zoals bessen, noten, paddenstoelen, planten en kruiden.

Alles wijst erop dat het verzamelen en oogsten van natuurproducten in Vlaanderen grotendeels beperkt is tot hobbyïsme. Wilde pluk van hazelnoten, kastanjes, eetbare paddenstoelen en dergelijke zijn in Vlaanderen welbekend en op sommige plaatsen zelfs courant. Exacte cijfers over de verspreiding en frequentie ervan bestaan echter niet. Bovendien leggen het Natuurdecreet, het Bosdecreet en het besluit van de Vlaamse Regering met betrekking tot soortenbescherming en –beheer strenge beperkingen op met betrekking tot het oogsten (Meiresonne en Turkelboom, 2012).

Naast de productieve functie omvat het plukken en oogsten ook een recreatief aspect, wat onderdeel uitmaakt van de culturele diensten. De baten van deze dienst zijn meegenomen bij de beleving voor recreanten, toeristen en omwonenden, zonder dat ze kunnen onderscheiden worden.

4.1.4. ZOETWATERVISSERIJ

→ Beschrijving

Stromende en stilstaande wateren produceren vissen die op duurzame wijze kunnen gevangen worden. Deze dienst heeft in Vlaanderen vooral een baat op vlak van recreatie en in veel mindere mate een baat op vlak van voedselproductie. Een minderheid van 21% van de vissers op openbare wateren neemt wel eens een vis mee naar huis (Vislijn, 2010).

Verder is er in Vlaanderen ook niet veel aquacultuur op zoete oppervlaktewateren. Slechts in een aantal beperkte vijvergebieden wordt nog vis gekweekt bijv. De Wijers in Limburg.

Aangezien de grootste baat ligt in het recreatieve aspect van hengelen zitten de baten van hengelen vervat in beleving voor recreanten, toeristen en omwonenden, zonder dat hengelaars specifiek onderscheiden worden.

4.1.5. ZEEVISSERIJ

→ Beschrijving

In de zee leven verschillende vissen, schaal- en schelpdieren en algen die gevangen of geoogst kunnen worden. Verschillende ecosystemen dragen bij tot de productie van vis in de zeeën en oceanen. Deze dienst is niet enkel relevant voor mariene milieus maar ook sommige estuariene of zoetwaterhabitats hebben hierop invloed als kraamkamerfunctie.

Daarnaast wordt in Vlaanderen ook nog beperkt aan aquacultuur gedaan in de zee en langs de kust.

Wegens een gebrek aan informatie is deze producerende dienst niet meegenomen in de natuurwaardeverkenner.

4.2. WATER

Ecosystemen kunnen bijdragen aan de productie van water, doordat ze water vasthouden, ze ervoor zorgen dat water kan draineren zodat het grondwaterbronnen kan aanvullen en ze de kwaliteit van water kunnen verbeteren. Dit water kan gebruikt worden voor drinkwatervoorziening en private waterwinning door industrie (proces- en koelwater) en landbouw (irrigatie).

Anderzijds verbruiken ecosystemen zelf ook water. Planten en dieren hebben immers water nodig om te overleven.

Het is mogelijk om de rol aan te tonen die het ecosysteem heeft om water te leveren en de waterbalans in evenwicht te houden. Hiervoor is gedetailleerde informatie nodig over de kenmerken van het gebied en informatie over de watercyclus (hydrologische modellen).

Daarnaast is de baat ook afhankelijk van de vraag naar water in een specifieke regio. Deze dienst is dus zeer moeilijk te vatten in een generieke en eenvoudig toepasbare methode.

Er is een sterke overlap tussen deze producerende dienst en een aantal regulerende diensten zoals denitrificatie, vasthouden van water waarmee men rekening dient te houden. Ofwel waardeert u deze regulerende diensten ofwel waardeert u de producerende dienst watergebruik en probeert u deze te linken aan specifieke ecosystemen.

4.3. MATERIAAL

4.3.1. HOUTPRODUCTIE

→ Beschrijving

Zowel natuurlijke als aangeplante bossen worden gebruikt voor houtproductie. De beschikbaarheid van hout als hernieuwbare natuurlijke hulpbron is belangrijk voor een aantal toepassingen: als constructiemateriaal in de bouwsector, in de vorm van een massief product of in verwerkte vorm (bijv. platen), voor verpakkingen en voor de productie van ramen, deuren, en meubelen; als basisgrondstof voor papier; als hernieuwbaar isolatiemateriaal; en als hernieuwbare bron van energie.

De methode voor houtproductie is uitgewerkt door de Universiteit Gent, Vakgroep Bos- en Waterbeheer, Labo Bos & Natuur (prof. Kris Verheyen).

Benodigde informatie:

- Aantal ha bos, opgesplitst per boomsoort: dominante soort of anders gemengd type met keuze uit: beuk (11/21), eik (12/22), populier (13/23), loofhout-andere en mengingen (14/24), lork (31/41), grove den (32/42), zwarte den (33/43), spar (34/44), douglas spar (35/45), naaldhout-andere en mengingen(36/46) (de getallen zijn de codes uit de bosreferentielaaag, informatie te bevragen bij ANB, kaartlaag te bekijken op natuurwaardeverkenner)
- Bodemtextuur, drainageklasse en profielontwikkeling van de bosbodem terug te vinden in de infofiche op de bodemkaart van Vlaanderen (<http://geo-vlaanderen.gisvlaanderen.be/geo-vlaanderen/bodemkaart>) die u kan opvragen door te klikken op '? - identificeer'.

→ Kwalitatieve waardering

We maken gebruik van de verschillende categorieën in de boskartering² om de dienst houtproductie kwalitatief te waarderen. We hanteren score 1 voor ander landgebruik dan bos en categorieën 00, 50, 60 en 70 van de boskartering (niet-beboste categorieën binnen bosgebieden). Het specifieke boomtype en de bodemgeschiktheid bepalen de score van de bostypes. Bij de identificatie wordt geen rekening gehouden met de actuele beheerdoelen en houtoogstregimes, omdat deze gegevens niet algemeen beschikbaar zijn voor heel Vlaanderen.

De bodemtextuur en het bodemvochtgehalte bepalen grotendeels in welke mate het fysisch systeem geschikt is voor houtproductie. Daarnaast zorgt de profielontwikkeling van de bodem voor een min- of meerwaarde in deze geschiktheid. Deze drie factoren worden gebundeld in de bodemkernserie. Daarnaast zijn er nog andere factoren zoals moedermateriaalvarianten, substraten, humusfasen en profielontwikkelingsvarianten die de bodem meer of minder geschikt maken (Baeyens L. 1992). Deze kennis zit vervat in de BOBO-databank (Bodemgeschiktheid Bosbomen; www.inbo.be), die de geschiktheid aangeeft van een 35-tal boomsoorten op alle in Vlaanderen voorkomende bodems door vijf scores te vermelden, gaande van niet geschikt tot zeer geschikt. De

² Boskartering: inventarisatie van de Vlaamse bossen op basis van kleurinfrarood orthofoto's. Het resultaat is een digitale dataset van de bosperimeters met daarbij horende kenmerken zoals boomsoort, leeftijdsklasse, bedrijfstvorm en eigenaarscategorie.

bosreferentia laag onderscheidt acht verschillende boomsoorten en enkel met deze economisch belangrijke boomsoorten wordt verder gewerkt voor de dienst houtproductie.

Voor de gemengde bossen waar de dominante soort één van de acht boomsoorten uit de bosreferentia laag is, worden dezelfde cijfers aangehouden als voor deze boomsoort. Voor mengingen tussen soorten volgens de bosreferentia laag maken we een combinatie van scores. Voor andere soorten of mengingen van loofbomen (categorie 14 en 24 van bosreferentia laag) hanteren we de gemiddelde score van de loofboomsoorten binnen een bodemtype. Voor andere soorten of mengingen van naaldbomen (categorie 36 en 46 van bosreferentia laag) hanteren we een gemiddelde score van de naaldboomsoorten binnen een bodemtype.

Deze scores zijn vertaald naar de schaal gebruikt in de handleiding gaande van 1 (niet geschikt) tot 10 (zeer geschikt). De score geeft aan wat de geschiktheid is van een specifieke bodem voor een specifieke boomsoort. Hoe dit vertaald wordt naar m³ aanwas hangt af van het type boomsoort. Dit betekent dat de score en de m³ aanwas niet altijd in dezelfde verhouding liggen.

→ **Kwantitatieve waardering**

De productiviteit van een bos wordt bepaald door een combinatie van onafhankelijke groeiplaatsfactoren zoals bodemtype en klimaat, en afhankelijke groeiplaatsfactoren zoals humustype. Afhankelijk van de boomsoortenkeuze en het toegepaste beheer worden verschillende volumes hout van een welbepaalde kwaliteit geproduceerd. De productietabellen van Jansen et al. (1996) laten toe om de **potentieel geproduceerde houtvolumes** te schatten in functie van de geschiktheid van het fysisch systeem. Deze oefening werd gedaan in Moonen et al. (2011).

Om vanuit de potentieel geproduceerde volumes de **effectief geproduceerde volumes** af te leiden, hanteren we een oogstfactor. De **oogstfactor** wordt berekend als de ratio tussen de actuele oogst en de potentiële oogst (die gelijk wordt gesteld aan de hierboven vermelde potentiële jaarlijkse aanwas).

De actueel geoogste houtvolumes werden geschat via het cijfermateriaal van de houtverkopen in domein- en andere openbare bossen in de IVANHO-tool van ANB. De oogstfactor in domein- en andere openbare bossen is 0,54, terwijl die van de privébossen slechts 0,15 is. Indien er meer gedetailleerde informatie bestaat over de oogstfactor, dan kan u die uiteraard gebruiken. Bijvoorbeeld: alle bossen in een project worden volgens een kaalslagsysteem beheerd: de oogstfactor is 100%. De helft van de bossen wordt beheerd volgens een kaalslagsysteem, de andere helft wordt niet-beheerd: de oogstfactor is 50%.

Ook hier worden de gemiddelden van loofboomsoorten en naaldboomsoorten per bodemtype gebruikt voor respectievelijk categorieën 14/24 en 36/46 van de bosreferentia laag (andere soorten en mengingen).

→ **Monetaire waardering**

De waarde van de potentiële en actuele houtproductie wordt verkregen door de houtvolumes te vermenigvuldigen met de gemiddelde prijzen per m³ en per soort (tabel 4).

Deze prijzen werden bepaald op basis van de verkoopsresultaten van de houtverkoop in de domeinbossen en andere openbare bossen voor de dienstjaren 2009, 2010, 2011 en 2012. De prijzen zijn op stam. Op stam betekent dat de koper aan deze prijs het hout nog zelf dient te vellen en uit te voeren. We kunnen dus spreken van de netto toegevoegde waarde van houtproductie.

tabel 4: overzicht van de houtprijzen (€ per m³) op stam per omtrekklasse van de boomsoorten uit de bosreferentielaaag

Omtrek- klasse (cm)	Boomsoortencodes Bosreferentielaaag								
	11/21	12/22		13/23	31/41	32/42	33/43	34/44	35/45
	FASY	QURO	QURU	POSP	LASP	PISY	PINC	PIAB	PSME
	Beuk	Eik*		Populier	Lork	Gewone den	Zwarte den	Fijn- spar	Douglas spar
100–119	30,6	27,0	27,1	27,1	25,6	26,9	28,7	24,3	28,5
120-149	33,7	30,7	30,6	30,6	29,4	27,7	29,1	24,9	31,7
150-179	39,9	41,4	36,7	36,7	33,7	29,4	30,2	26,0	33,3
180-199	43,6	45,8	38,4	38,4	37,0	27,4	33,6	28,8	34,9
200–219	48,1	48,3	39,1	39,1	41,6	32,3	32,0	25,4	37,8
220-249	48,8	50,2	43,0	43,0	45,6	-	33,5	-	35,1
>250	50,4	52,8	43,1	43,1	NB	-	-	-	32,4
**	39,47	35,99	33,64	36,42	29,95	27,55	29,54	24,97	31,95

*: Zomer- en wintereik;

NB: n<10 waardoor parameterschatting niet betrouwbaar is;

** : gewogen gemiddelde op basis van aantal waarnemingen per omtrekklasse

De omtrekclassen zijn analoog aan deze gebruikt door de Nationale Federatie van Bosbouw Experts vzw. Prijspeil 2010

Bron: ANB databank, Broekx et al.2013

We gebruiken per boomsoort het gemiddelde van de prijzen per omtrekklasse. De gemiddelde gewogen prijs per m³ van alle soorten en omtrekclassen (> 100 cm omtrek) samen bedraagt **32,43** € /m³. Voor de andere soorten of mengingen van loofbomen respectievelijk naaldbomen wordt opnieuw het gemiddelde van de loofbomen of naaldbomen gebruikt.

Door de prijzen te combineren met de potentiële productievolumes en de oogstfactor berekenen we de totale jaarlijkse waarde van houtproductie. De opbrengst wordt uitgedrukt als een bedrag per ha per jaar.

→ **Uitgangspunten**

- De methodes gebruikt voor houtproductie gaan enkel uit van de boomsoorten die voorkomen op de bosreferentielaag. Deze laag omvat gegevens over de economisch meest belangrijke soorten. Andere soorten, zoals wilg, els, linde, ... zijn niet meegenomen. Mochten er toch data zijn over deze andere soorten kan gerekend worden met cijfers voor gemengde loofbossen.
- De aanwas is de zogenaamde 'Maximum Mean Annual Increment' (maximale gemiddelde jaarlijkse aanwas). Dit is de totale volumegroei gedeeld door de leeftijd op het moment dat 'Mean Annual Increment (MAI)' maximaal wordt. We veronderstellen dus dat bestanden geoogst worden op het moment dat de MAI zijn hoogste punt bereikt (volwassen bos) en verder veronderstellen we dat de leeftijdsopbouw voldoet aan deze van een zogenaamd 'normaal bos' (i.e. een bos met een natuurlijke verdeling van leeftijdsklassen). We nemen dus de gemiddelde jaarlijkse aanwas over de leeftijd van het bos en gaan er vanuit dat hout geoogst wordt van bossen op volwassen leeftijd.
- De totale gemiddelde potentiële oogst bedraagt $1\,071\,607\text{ m}^3\text{ jr}^{-1}$. Gemiddeld werd per jaar in domein- en openbare bossen 192.886 m^3 hout verkocht. De bosgroepen verkochten in 2010 circa $70\,000\text{ m}^3$ (Kint 2011). Daarnaast wordt er nog een ongekend volume verkocht door overige eigenaars (bijv. terreinbeherende natuurverenigingen). Er wordt verondersteld dat er jaarlijks een kleine $300\,000\text{ m}^3$ hout geoogst wordt in Vlaanderen (Kint 2011), waarvan circa 60% afkomstig is uit domein- en ander openbaar bos en 40% uit privé-bos. De oogstfactor in domein- en ander openbaar bos is dan $192\,886\text{ m}^3\text{ jr}^{-1}$ actuele oogst / $358\,721\text{ m}^3\text{ jr}^{-1}$ potentiële oogst = **0.54**, terwijl de oogstfactor in privébos $(300\,000\text{ m}^3\text{ jr}^{-1} - 192\,886\text{ m}^3\text{ jr}^{-1}) / (1\,071\,607\text{ m}^3\text{ jr}^{-1} - 358\,721\text{ m}^3\text{ jr}^{-1}) = \mathbf{0.15}$.
- De prijzen werden bepaald op basis van de verkoopsresultaten van de houtverkoop in de domeinbossen en andere openbare bossen voor de dienstjaren 2009, 2010, 2011 en 2012. De prijzen waren enkel beschikbaar per lot, waardoor de prijs per soort en per omtreksklasse moest afgeleid worden via een statistisch model.
- We gaan ervan uit dat we een realistische schatting krijgen van de reële bruto-opbrengst als we het gemiddelde berekenen van de inkomsten uit houtverkopen voor een bepaald gebied en dat over een voldoende lange tijdsperiode.
- We veronderstellen dat de specifieke beheer- en onderhoudskosten (plantsoen, verpleging, ...) verwaarloosbaar zijn.

→ Te gebruiken cijfers

De cijfers uit bovenstaande paragrafen zijn gecombineerd tot een opzoektabel te raadplegen op de website van de natuurwaardeverkenner bij de achtergronddocumenten (www.natuurwaardeverkenner.be). In de tool worden deze waarden automatisch opgezocht op basis van de ingegeven soort en bodemkernserie.

Voor iedere combinatie van de bodemkernserie en boomsoort kan een kwalitatieve score, kwantiteit en waarde afgeleid worden. tabel 5 geeft een fragment van de tabel weer.

tabel 5: extract uit tabel voor een specifieke bodem-kernserie te gebruiken voor kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering houtproductie

Boomsoort	Nederlandse naam	Bodem-kernserie	Kwalitatief	Kwantiteit_hout (m ³ aanwas/ha.jaar)	Waarde_hout (aanwas in €/ha.jaar)
11/21	Beuk	Zaa	2	0,0	0,0
12/22	Eik	Zaa	6	5,0	168,2
13/23	Populier	Zaa	2	0,0	0,0
14/24	Loofhout- andere of gemengd	Zaa	5	4,0	138,1
31/41	Lork	Zaa	4	6,0	179,7
32/42	Gewone den	Zaa	8	8,0	220,4
33/43	Zwarte den	Zaa	8	12,7	375,2
34/44	Fijnspar	Zaa	4	6,0	149,8
35/45	Douglasparspar	Zaa	4	8,0	255,6
36/46	Naaldhout: andere of gemengd	Zaa	8	10,4	315,4

De kwantificatie en waardering in deze tabellen zijn gebaseerd op de aanwas. In functie van beheer wordt met verschillende oogstfactoren gerekend. De oogstfactor in domein- en ander openbaar bos wordt op basis van historische cijfers vastgelegd op **0.54**, terwijl de oogstfactor in privébos gelijkgesteld wordt aan **0.15**.

Formule:

kwantitatieve waardering: kwantiteit hout (m³ aanwas/ha.jaar) * oogstfactor* aantal ha= m³/jaar

monetaire waardering: waarde hout (€/ha.jaar) * oogstfactor *aantal ha = €/jaar

→ **Een voorbeeld**

Een gebied van 200 ha bestaat in zijn huidige vorm uit 100 ha weiland, 50 ha akkerland en 50 ha heide. Men wil van dit gebied een gevarieerd natuurgebied maken met bos (100 ha), bloem- en soortenrijk grasland (50 ha) en heide (50 ha). Dit bos zal hoofdzakelijk bestaan uit eik en het wordt openbaar beheerd. De bodem bestaat uit zand (Z), die sterk gedraineerd is (drainageklasse a) en een profiel met textuur B horizont (uitgeloopte bodem) (profielontwikkeling a). Voor de waardering gebruiken we tabel 5.

Kwalitatieve waardering

Het huidige gebied heeft geen bos en krijgt score 1. Het bos in het toekomstig gebied is een combinatie van eik (type 12) met bodemkernserie Zaa. Dit resulteert in een score 6 voor het bosgebied of $100 * 6 + 50 * 1 + 50 * 1 / 200 = 3,5$ op 10 voor het hele gebied.

Het verschil tussen het huidig en toekomstig scenario is 2,5.

Kwantitatieve waardering

tabel 5, kolom kwantiteit hout, geeft een potentiële houtaanwas aan van 5 m³/ha.jaar voor eik met de bodemkernserie Zaa. Rekening houdend met het beheertype en een oogstfactor van 0,54 wordt effectief 2,7m³ hout per jaar geoogst per ha of 270 m³ in totaal.

Monetaire waardering

In totaal brengt dat een extra waarde met zich mee van 9.083 €/jaar (tabel 5 kolom waarde hout: 168,2 €/ha.jaar * 100 ha * oogstfactor 0,54).

4.3.2. ANDERE PLANTAARDIGE EN DIERLIJKE MATERIALEN→ **Beschrijving**

Verskillende ecosystemen brengen producten voort die we kunnen gebruiken als materiaal zoals riet, wilgentwijgen, pels, ... Meestal zijn de geproduceerde hoeveelheden klein of is de afzetmarkt klein zoals bij riet, zodat dit in Vlaanderen een verwaarloosbare baat is.

Sommige planten en dieren zijn belangrijk vanuit genetisch, medisch of cosmetisch oogpunt. Farmaceutische bedrijven betalen bijvoorbeeld grote geldsommen om in delen van het regenwoud aan bio-prospectie te mogen doen. Voor Vlaanderen is dit vermoedelijk een minder belangrijke baat.

4.4. ENERGIE

4.4.1. ENERGIE: BIOMASSA

→ Beschrijving

Vegetatie is een bron van biomassa. Met biomassa bedoelen we het plantaardig materiaal en restmateriaal zoals hout, snoeisel, bermmaaisel en andere plantaardige reststromen uit beheer van parken, natuurgebieden, sportvelden. Naast biomassa voor voedsel wordt biomassa ook toegepast als materiaal en energiebron. Biomassa gaat in de toekomst een steeds belangrijkere rol spelen. De Europese Commissie hanteert een biogebaseerde economie als één van haar prioriteiten, omdat fossiele grondstoffen uitgeput raken en kernenergie omstreden is (EC, 2012). Het is dus niet verwonderlijk dat de interesse voor het gebruik van biomassa de laatste jaren enorm is gestegen.

De productie en valorisatiemogelijkheden van biomassa uit natuur zijn momenteel beperkt maar kunnen lokaal wel een rol spelen. Het is onder andere niet zo makkelijk om de nuttige stromen uit de gebieden te halen om ze naar de juiste locatie te krijgen om te vergisten. Gezien de beperkte valorisatie op dit ogenblik worden geen methodes aangereikt om deze dienst te waarderen. Wel geven we bij wijze van illustratie aan hoe dit zou kunnen berekend worden voor het gebruik van gemaaid gras.

→ Illustratie: gemaaid gras als energiebron

Volgens een gedetailleerde inventarisatie in het project Graskracht van ANB zijn er in Vlaanderen 6.400 ha gemaaid grasland in natuurgebieden en 23.500 ha grazige bermen. Ter vergelijking vermelden we dat er ongeveer 210.000 ha grasland voor landbouwdoeleinden beschikbaar is in Vlaanderen (Graskracht, 2012).

Per ton vers maaisel kan er ongeveer 150 m³ biogas geproduceerd worden. Per m³ biogas is er ongeveer 65% methaan, waarbij 1m³ methaan ongeveer 10kWh energie levert. Rekening houdend met deze cijfers zou 1 à 2 ha grasland de jaarlijkse energiebehoefte van een Vlaams gezin kunnen dragen.

De waarde van de methaanproductie kan afgeleid worden uit aangerekende prijzen voor afnemers van aardgas. Deze prijzen zijn afhankelijk van de grootte van de afname. In het eerste trimester van 2012 lag die prijs rond de 0,054 euro per kWh voor (kleine) professionele gebruikers, rond de 0,07 euro per kWh voor huishoudens met gemiddeld (23.260 kWh op jaarbasis) en hoog verbruik (34.890 kWh op jaarbasis) en 0,11 euro per kWh voor huishoudens met een laag verbruik (VREG, 2012). Voor de waardering zijn de prijzen van grootverbruikers het meest geschikt, omdat die het dichtst aansluiten bij de waarde van aardgas als energiebron. Bij huishoudens met klein verbruik zijn de verdelings- en transactiekosten immers ook een belangrijk onderdeel van de kostprijs.

Om de nettowaarde hiervan te kennen moeten we wel nog de productiekosten in mindering brengen: De kosten na het maaien omvatten het vervoer, het zuiveren (van bijv. zand, zwerfvuil, stenen, koorden), stockeren en bewaren (inkuilen), de afschrijving van de vergistinginstallatie en de afzet van het digestaat. Als we de kosten in rekening brengen, blijkt dat het gebruik van grasmaaisel als energiebron momenteel nog onrendabel is. Mogelijk verandert dit in de toekomst als de energieprijzen verder stijgen en het hele proces nog verbeterd wordt (Willy Verbeke, 2012, INVERDE, persoonlijke communicatie).



HOOFDSTUK 5. REGULERENDE DIENSTEN

Regulerende diensten leveren voor de mensen voordelen die voortkomen uit de regulering van natuurlijke processen. Voorbeelden zijn een positief effect van natuur op lucht- of waterkwaliteit.

5.1. VERMINDEREN VAN AFVAL, TOXISCHE STOFFEN EN ANDERE

5.1.1. BIOREMEDIATIE

→ Beschrijving

Bodemverontreiniging vormt vaak een groot risico voor het milieu. Sanering van vervuilde bodems is soms essentieel, maar vaak duur. Een alternatief hiervoor is bioremediatie of fytoremediatie. Bioremediatie steunt op het principe dat een aantal micro-organismen in staat zijn om contaminanten in de bodem af te breken. Die micro-organismen kunnen in de bodem aanwezig zijn of er speciaal aan toegevoegd worden. Zo kunnen bijvoorbeeld koolwaterstoffen ecologisch afgebroken worden door micro-organismen tot water en CO₂. Fytoremediatie maakt gebruik van planten of bacteriën die samenleven met planten om de verontreinigde stoffen uit de bodem te halen.

Deze dienst wordt niet gekwantificeerd.

5.1.2. VERBETEREN VAN DE LUCHTKWALITEIT

→ Beschrijving

Vegetatie filtert verschillende verontreinigende componenten uit de lucht. Zwevend fijn stof komt in contact met bladeren en takken, slaat daar op neer en zal vervolgens door de regen afspoelen naar de bodem. De bladeren kunnen via de huidmondjes gasvormige pollutanten zoals ozon en stikstofoxiden opnemen. Een waslaagje (de cuticula) op de bladeren kan door middel van adsorptie vluchtige componenten, zoals PCB's en dioxinen, opnemen. Ammoniak (NH₃) wordt in de vorm van ammonium (NH₄⁺) afgezet op de bladeren, spoelt daar bij regen af en wordt in de bodem omgezet tot salpeterzuur, waardoor de bodem verzuurt.

We beperken ons tot de afvang van fijn stof omdat deze pollutant verantwoordelijk is voor ongeveer 60 % van de totale ziektelast die veroorzaakt wordt door milieuverontreiniging (gemeten in termen van verloren gezonde levensjaren) (MIRA, achtergronddocument milieu mens en gezondheid, 2007) en omdat over de andere pollutanten weinig informatie beschikbaar is.

Benodigde informatie:

→ Aantal ha per vegetatietype

→ **Kwalitatieve waardering**

De bijdrage van vegetatie op het filteren van vervuillende componenten is afhankelijk van het type vegetatie, het type verontreiniging, de locatie en inplanting van de vegetatie. Van alle vegetatietypes zijn bomen het meest effectief in het vastleggen van schadelijke stoffen, in volgorde van dalende effectiviteit gevolgd door respectievelijk heesters, kruidachtigen naar gras. Daarom werd op basis van Oosterbaan (2006) voor diverse soorten vegetatie een score opgesteld die het belang van de afvang van fijn stof in een ecosysteem weergeeft.

→ **Kwantitatieve waardering**

Voor de kwantificering van de impact van natuur op de luchtkwaliteit bouwen we net als voor de kwalitatieve waardering voort op de kengetallen van Oosterbaan, 2006. Deze kengetallen geven per natuurtype aan hoeveel afvang van fijn stof we mogen verwachten. Deze cijfers worden bevestigd door verschillende recente internationale studies (Nowak 2006, Nowak 2010, Tiwary 2009, Bealy 2007 en Hewit 2010). Om het effect van vegetatie op de luchtkwaliteit in Nederland (landelijk) te schatten, hanteren recentere studies voor Nederland kengetallen die dubbel zo hoog zijn als Oosterbaan (2006), maar de totale inschatting wordt als onzeker gekwalificeerd (Oosterbaan 2011 in Melman 2011). Het effect van naaldbos wordt hierin hoger geschat dan dat van loofbos.

Ondanks diverse wetenschappelijke studies blijft er nog veel onzekerheid over het filterend effect van vegetatie. Om met deze onzekerheid rekening te houden nemen we als voorzichtige schatting de cijfers van Oosterbaan (2006) en als maximumschatting de cijfers van Oosterbaan (2011) in Melman (2011). Voor ecosysteemtypes waarvoor geen meetgegevens beschikbaar waren, hebben we de bestaande cijfers voor akker, grasland en bos geëxtrapoleerd, afhankelijk van het vegetatietype in het betreffend ecosysteem (bijv. heide werd gelijkgesteld met grasland).

→ **Monetaire waardering**

De cijfers bouwen voort op studies en kengetallen over de schade aan de menselijke gezondheid door de uitstoot van fijn stof die ontwikkeld zijn in het kader van Europese studieprogramma's, en die toegepast worden voor het luchtkwaliteitsbeleid in de EU en Vlaanderen.

De meest recente kengetallen zijn berekend in het kader van een achtergrondstudie voor VMM-Mira (De Nocker et al. 2010). We hanteren op basis van deze bron een eenheidskost van 54 €/kg PM₁₀, die overeenkomt met de vermeden kost voor gezondheidsschade in landelijk gebied. De methodes en uitgangspunten zijn consistent met recente Europese studies op dit vlak.

→ **Uitgangspunten**

- De bovenvermelde studies hanteren allen ongeveer dezelfde uitgangspunten m.b.t. het effect van vegetatie en depositiesnelheden.
- De dosis-effectrelaties voor het schatten van de gevolgen van luchtverontreiniging door fijn stof kan men toepassen voor het fijn stof dat wordt afgevangen door vegetatie.
- De kleinere deeltjes zijn schadelijker en hebben een hoger aandeel in de luchtverontreiniging, maar ze worden minder afgevangen door vegetatie. In lijn met recente studies (Vos P., 2012) over lokale effecten van vegetatie op luchtkwaliteit hanteren we hiertoe de volgende uitgangspunten:
 - aandeel PM_{2.5} in omgevingslucht = 60 %
 - efficiëntie afvang PM_{2.5} in vergelijking met PM_{2.5-10} = 20 %.
 - resultaat: aandeel PM_{2.5} in afvang = $(0,6*0,2)/(0,6*0,2+0,4*1) = 23 \%$
- De gezondheidseffecten door emissies uit lage schouwen (bijv. emissies door huisverwarming) vormen de beste benadering voor de vermeden gezondheidseffecten door het afvangen van emissies door vegetatie in natuurgebieden.
 - De milieuschadetekosten van deze uitstoot van 1 kg fijn stof zijn 150 €/kg voor PM_{2.5} en 25 €/kg voor PM coarse (de grove fractie van PM₁₀ zijnde de deeltjes groter dan 2,5). (De Nocker et al, 2010)
 - $(0.23*150) + (0.77*25) = 54 \text{ €/kg PM}_{10}$

→ Te gebruiken cijfers

tabel 6: kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering van de afvang van fijn stof

Vegetatietype	Kwalitatieve score	Hoeveelheid min (kg/ha)	Hoeveelheid max (kg/ha)	Waarde (€/kg)
kusthabitats en estuaria zonder vegetatie	1	0	0	54
kusthabitats en estuaria met lage vegetatie	3	18	36	54
kusthabitats en estuaria met bosvegetatie	6	36	73	54
bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten	3	18	36	54
loofbossen zonder ondergroei	6	36	73	54
loofbossen met ondergroei	7	44	88	54
naaldbossen	10	63	127	54
heide en landduinen	3	18	36	54
riet	4	22	50	54
water	1	0	0	54
overige moerassen	3	18	36	54
rivieren en stilstaande wateren	1	0	0	54
weiland	3	18	36	54
akkerland	2	6,4	12	54
haag, struikengroep, erfbeplanting	2	12	24	54
bomenrij, bomengroep, houtwal, boomgaard,	6	36	54	54
rietkraag	4	22	50	54
knotbomenrij	4	25	50	54
stedelijk	1	0	0	54

Bron: Oosterbaan (2006) omgerekend naar scores, kg/ha en €/ha door VITO in functie van grootte vegetatie.

→ Een voorbeeld

Een gebied van 200 ha bestaat in zijn huidige vorm uit 100 ha weiland, 50 ha akkerland en 50 ha heide. Men wil van dit gebied een gevarieerd natuurgebied maken met loofbos (100 ha), bloem- en soortenrijk grasland (50 ha) en heide (50 ha).

Kwalitatieve waardering

Het huidige gebied heeft niet zoveel potentieel om fijn stof af te vangen. Het scoort 2,75 op een schaal van 10 (100ha weiland x score 3 + 50 ha akkerland x score 2 + 50 ha heide x score 3)/200ha). Het nieuwe gebied scoort 4,5 op 10 (100ha bos x score 6 + 50 ha grasland x score 3 + 50 ha heide x score 3)/200 ha). Het verschil bedraagt dus 1,75.

Kwantitatieve waardering

De veranderingen in het gebied zorgen ervoor dat er tussen 2.380 kg en 4.900 kg PM₁₀ bijkomend wordt afgevangen per jaar.

Minimum berekening = (100 ha bos x 36 kg/ha + 50 ha grasland x 18 kg/ha + 50 ha heide x 18 kg/ha) – (100 ha weiland x 18 kg/ha + 50 ha akker x 6,4 kg/ha + 50 ha heide x 18 kg/ha)

Maximum berekening = (100 ha bos x 73 kg/ha + 50 ha grasland x 36 kg/ha + 50 ha heide x 36 kg/ha) – (100 ha weiland x 36 kg/ha + 50 ha akker x 12 kg/ha + 50 ha heide x 36 kg/ha)

Monetaire waardering

De monetaire waarde ligt dan tussen 128.520 €/jaar (2.380 kg x 54 €/kg) en 264.600 €/jaar (4.900 kg x 54 €/kg).

5.1.3. VERMINDEREN VAN GELUIDSHINDER**→ Beschrijving**

Hinder is het meest ervaren probleem als gevolg van geluidsoverlast. In Vlaanderen, dat gekenmerkt wordt door zijn hoge dichtheid aan bewoning en activiteit, is geluidshinder de belangrijkste verstoring van de leefomgeving (Jacobs et al. 2010). Geluidsoverlast door verkeer en vervoer blijkt de belangrijkste bron van hinder te zijn. We beperken ons in deze handleiding dan ook tot geluid afkomstig van verkeer.

Een geluidsbuffer plaatsen tussen het verkeer en de bewoning is een veel voorkomende maatregel om hinder te voorkomen. Natuurlijke vegetatiestructuren kunnen ook als buffer fungeren. Vooral bossen spelen hierbij een rol.

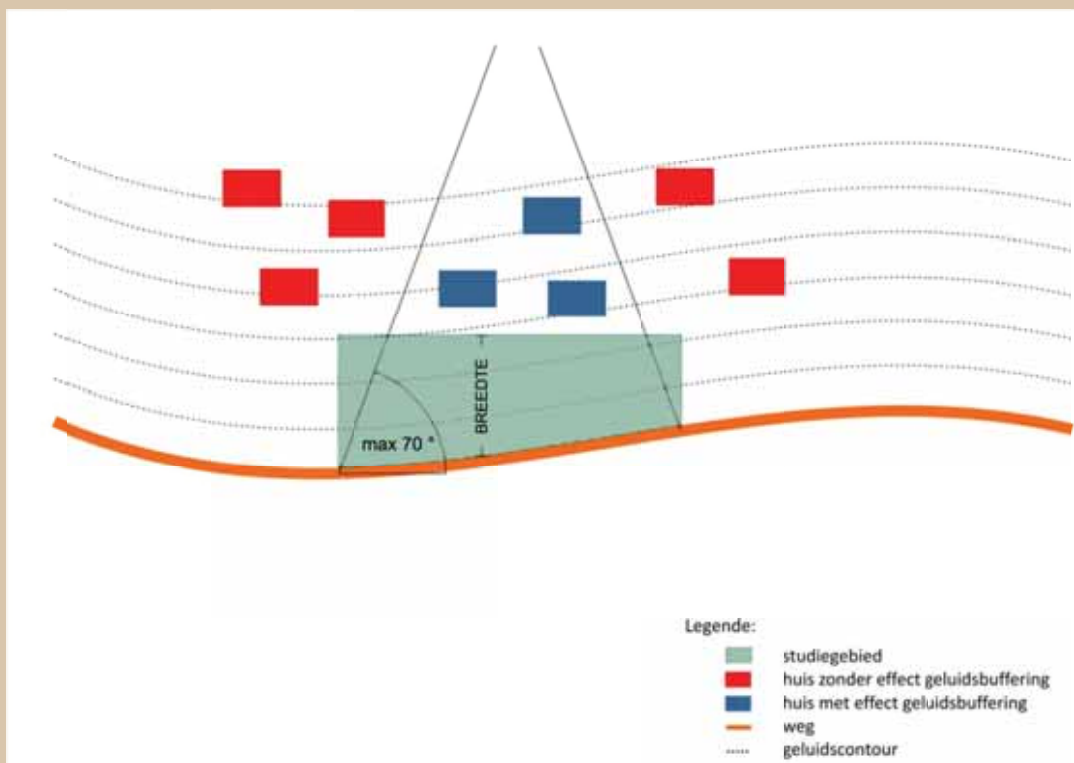
Afhankelijk van de hardheid en compactheid van de bodem, kan ook de bodem geluid absorberen in verschillende mate.

Vegetatie kan effectief geluidsniveaus beperken, maar kan daarnaast ook een positief psychologisch effect hebben. Sommige onderzoeken wijzen uit dat mensen geluid als minder storend ervaren als ze de geluidsbron niet zien (Jacobs et al. 2010; Botteldoorn et al. 2009), hoewel ook het omgekeerde al is vastgesteld (pers. comm. Van Renterghem, 2012). Ook als geluid van wegverkeer wordt gemaskeerd door de wind in de bomen of het geluid van een watervalletje, zal het minder hinderen. Dit psychologische effect is niet meegenomen in de cijfers.

Benodigde informatie:

Bepaal in eerste instantie of het studiegebied binnen de geluidscontouren van de geluidskaarten valt. <http://www.lne.be/themas/hinder-en-risicos/geluidshinder/Geluidskaarten> Indien er inderdaad een probleem van geluidshinder is, bepaal dan volgende elementen:

- Aantal (potentieel) gehinderde woningen: bepaal het aantal woningen die binnen de geluidscontouren liggen waarbij het studiegebied mogelijk dienst doet als buffer tussen de geluidsbron en de woning. Enkel de woningen die maximaal een hoek van 70° vormen met het studiegebied t.o.v. de geluidsbron hebben baat bij de geluidsbuffering (vuistregel bij geluidsschermen) (zie illustratie)
- Aantal dB(A) bij de woningen in de huidige situatie: zelf gemeten geluidsniveau ter hoogte van woningen of geluidsniveau bepaald via geluidskaarten <http://www.lne.be/themas/hinder-en-risicos/geluidshinder/Geluidskaarten>. U heeft de onder- en bovengrens van de geluidscontouren op deze kaart nodig.
- Breedte gebied: breedte van het studiegebied tussen de geluidsbron (weg) en de woning gemeten in m loodrecht op de weg. Indien de afstand varieert, neem dan de gemiddelde afstand. Indien bijv. slechts de helft van deze breedte van vegetatietype wijzigt is het aangeraden om enkel de breedte van het veranderende landgebruik in te geven.
- Vegetatietype van dit tussengebied zowel in de huidige situatie als in de toekomstige situatie: 0= stedelijk landgebruik en rivieren en stilstaande wateren; 1= Akker en weiland, bloem- en soortenrijk grasland, kusthabitats en estuaria, heide en landduinen, moerassen; 2= bossen



→ Kwalitatieve waardering

De focus van de geluidsbronnen ligt hier vooral op drukke verbindingswegen (spoor- en wegverkeer), waarvoor geluidskaarten van het departement LNE beschikbaar zijn. Met de geluidbufferende werking voor puntbronnen houden we hier dus geen rekening.

Harde bodems (bijv. beton en asfalt) en water (type 0) absorberen geluid nauwelijks, maar reflecteren het sterk. Deze types geven we een score 1. Halfzachte bodems zoals grasland, losse grond en akkers hebben een grotere absorptie (type 1). Voor een gebied van 200 m breed (het maximale effect van vegetatie op geluidsdemping wordt dan bereikt) krijgen deze gebieden een score 5. Voor gebieden die smaller zijn dan 200m zal de score proportioneel verminderen. We veronderstellen hier slechts drie types bodem (harde, halfzachte en bosbodem). In realiteit zit er meer onderscheid tussen verschillende types bodem. Zo heeft bijvoorbeeld heide ook een zeer zachte bodem. De zeer zachte bodems versterken het absorberend effect in de midden- en hoge frequenties. In de zeer lage frequenties (tot 125Hz) is er geen effect ten opzichte van harde bodems.

Bossen hebben naast een bijkomend bodemeffect ook nog een bijkomend geluiddempend effect door een aantal processen. Voor een maximale breedte van 200 m krijgt type 2 een score 10. De score daalt proportioneel met de vermindering van de breedte.

→ Kwantitatieve waardering

Het effect van de bodem is afhankelijk van de frequentie en het weer en is niet recht evenredig met de afstand. Een studie van Alterra (Goossen, C.M. and F. Langers, 2003) geeft aan dat een bodem met gras (lage vegetatie) akoestisch ongeveer 3 dB(A) afname per 100 m kent ten opzichte van een harde bodem (geen begroeiing).

Er zijn grote verschillen in de mate waarin verschillende soorten vegetatie geluid dempen. Dit heeft onder andere te maken met de grote diversiteit in vegetatie bijv. loof- of naaldbomen; de grootte van de bomen; de hoeveelheid loof aan de stam en het seizoen.

Het akoestisch effect van bossen is alleen significant bij een breedte van ten minste 100 m en kent ook een verzadigingspunt (afhankelijk van welke effecten worden meegenomen is dit rond de 200 tot 300m). De gerapporteerde cijfers voor de reductie van geluidshinder liggen tussen de 3 dB(A) en 16 dB(A) voor 100 tot 200 m bos (Huisman, 1990; De France et al. 2002). De resultaten zijn seizoensgebonden (geluiddempend effect van een loofbos in de zomer ligt hoger). De gekozen schattingen zijn echter een voorzichtige schatting van het effect (hogere waarden gerapporteerd in enkele buitenlandse studies) en kunnen daarom bij benadering als een jaargemiddelde gebruikt worden.

De totale impact op het geluidsniveau wordt bepaald in functie van het bestaande geluidsniveau. Dit kan afgeleid worden uit de geluidkaart van LNE (<http://www.lne.be/themas/hinder-en-risicos/geluidshinder/Geluidskaarten>). Voor de lage schatting hanteren we de ondergrens van de klasse van het bestaand achtergrondniveau in combinatie met de lage schatting voor het effect van vegetatie (3 dB(A) per 100m). Voor de hoge schatting hanteren we de bovengrens van de klasse van het bestaand achtergrondniveau in combinatie met de hoge schatting voor het effect van vegetatie (8 dB(A) per 100m met een maximum effect tot 200m).

Indien u cijfers van de geluidskaarten gebruikt om het geluidseffect te meten van het kappen van een bos zou u moeten vertrekken van de aangegeven dB(A) op de kaart verminderd met de berekende impact van een bos op het geluidsniveau als huidige situatie. De cijfers op de geluidskaart zijn dan de toekomstige situatie (een toename van de hinder). In de natuurwaardeverkenner is hier rekening mee gehouden in de berekeningen en vult u enkel de cijfers van de geluidskaarten in.

→ **Monetaire waardering**

Om geluidshinder te waarderen, bouwen we voort op studies met de hedonische prijzenmethode. Deze studies tonen aan dat de waarde van huizen afneemt als de geluidshinder toeneemt (den Boer et al. 2008; RA 2006). De meerprijs die de koper wil betalen voor een huis in een stiller gebied, is een indicator van de bijkomende monetaire waarde die hij hierdoor krijgt.

We werken met de gemiddelde woningprijs in Vlaanderen. In het Vlaamse Gewest werd in 2010 voor een woonhuis gemiddeld 192.179 euro betaald (Vrind, 2011). Dit cijfer rekenen we om naar een jaarlijks effect. Als we uitgaan van een discontovoet van 4 % en een tijdshorizon van 50 jaar, is de gemiddelde waarde voor een woning 8.946 €/jaar.

Formule: gemiddelde waarde van een woning per jaar * % reductie berekend * aantal woningen.

→ **Uitgangspunten**

- Enkel cijfers voor geluid van wegverkeer zijn opgenomen. Voor lagere en hogere frequenties kunnen de cijfers respectievelijk lager of hoger zijn. De cijfers in de natuurwaardeverkenner zijn slechts een gemiddelde benadering van de werkelijkheid. Er wordt bijvoorbeeld geen of weinig rekening gehouden met het lokale effect van reflecties, wind en atmosferische effecten, types bos en bodemopbouw. Als geluid belangrijk blijkt te zijn in het geheel van ecosysteemdiensten, lijkt het ons aangewezen om ter plaatse de huidige situatie te meten en dan aanpassingen te modelleren (door geluidskundigen).
- We rekenen met de waardevermindering van woningen voor geluidshinder overdag. We rekenen met de gemiddelde woningprijs voor Vlaanderen.
- Om een jaarlijkse baat te berekenen, veronderstellen we een discontovoet van 4% en een tijdshorizon van 50 jaar.
- Bij de aanleg van een nieuw bos veronderstellen we dat na 10 jaar een voldoende dicht bos ontstaat om deze dienst te kunnen leveren. De eerste 10 jaar is dus enkel het dempend effect van een zachte bodem (type 1) van toepassing. Hiermee moet rekening worden gehouden in bijv. een MKBA.

→ Te gebruiken cijfers

tabel 7: kwalitatieve waardering geluid voor de maximale nuttige breedte van 200m

Vegetatietype	kwalitatief (score 1-10)
Stedelijk, rivieren en stilstaande wateren, water (type 0)	1
Akker, weiland, bloem- en soortenrijk grasland, kusthabitats en estuaria, heide, moerassen	5
Bossen	10

Deze score vermenigvuldigt u met de breedte van uw gebied in m gedeeld door 200 m (maximum effect bereikt na 200m), bijvoorbeeld 100m type 2 heeft slechts een score van 5 ($10 \cdot 100 / 200$). Bij een breedte groter dan 200m hanteert u de maximum score voor het overeenkomstige type.

Cijfers voor dB(A) bij de (potentieel) gehinderde woningen uit de legende geluidscontouren geluidskaat LNE

- 55-59 dB
- 60-64 dB
- 65-69 dB
- 70-74 dB
- ≥ 75 dB

tabel 8: kwantitatieve waardering: vermindering in dB(A) per vegetatietype ten opzichte van een harde bodem (type 0) bij een breedte van 200m

vegetatietype	Min dB(A)	Max dB(A)
Type 0	0	0
Type 1	3	6
Type 2	9	22

Ook hier vermenigvuldigt u het resultaat met de breedte van het gebied gedeeld door 200. Bijv. Een gebied van 100 m breed type 2 vermindert het aantal dB(A) slechts minimaal met 4,5 dB(A) ($9 \cdot 100 / 200$) ten opzichte van een harde bodem.

tabel 9: monetaire waardering: % waardevermindering van een woning per dB(A) geluidstoename

Blootstelling	Min % NSDI per dB(A)	Max % NSDI per dB(A)
50 dB(A) tot 54 dB(A)	-	0,4%
55 dB(A) tot 59 dB(A)	0,4%	1,7%
60dB(A) tot 64 dB(A)	0,8%	1,9%
65 dB(A) tot 69 dB(A)	0,9%	1,9%
70 dB(A) tot 74 dB(A)	1,0%	1,9%
>= 75 dB(A)	1,1%	1,9%

Bron: den Boer et al. 2008; RA 2006 NSDI: Noise Sensitivity Depreciation Index

De gemiddelde waarde voor een woning per jaar bedroeg in 2010 192.179 € of 8.946 €/jaar.

Formule: gemiddelde waarde van een woning per jaar * % reductie berekend * aantal woningen.

→ Een voorbeeld

Er liggen 10 woningen op 200 m van een snelweg. Het landgebruik tussen de woningen en de snelweg is een akker. De bewoners ondervinden hinder van deze snelweg (overdag 70-74dB(A)). Op de akker vindt een bosplantactie plaats. Na 10 jaar is het bos voldoende dicht om naast een eventueel psychologische effect, ook een meetbaar geluid reducerend effect te hebben bij de bewoners.

Kwalitatieve waardering

Het huidige gebied dempt omwille van de halfzachte bodem het geluid licht. Het heeft score 5. Als er een bos opstaat, is dit effect maximaal en scoort het gebied 10. De kwalitatieve waardering van de verandering is dus 5.

Kwantitatieve waardering

Het huidige gebied is vegetatietype 1 en dempt het geluid dus met 3 tot 6 dB(A). Een bos (vegetatietype 2) dempt het geluid met 9 tot 22 dB(A) ten opzichte van een harde bodem. Het verschil is dus minimum 6 dB(A) en maximum 16 dB(A).

Monetaire waardering

De huidige blootstelling aan geluid is 70-74 dB(A). Een bos zou de sterkte doen afnemen tot minimum 64 dB(A) (70-6) en maximum 58 dB(A) (74-16). Daardoor stijgt de waarde van de woningen bij een lage schatting met 474 € per woning per jaar en bij een hoge schatting met 2.684 € per woning per jaar.

Berekening lage schatting: een daling van 70dB(A) tot 64 dB(A):

70-65: 5 dB(A) x 0,9 = 4,5%

65-64: 1 dB(A) x 0,8 = 0,8%

5.3% x 8.946 €/jaar = 474 €/jaar per woning

Berekening hoge schatting: een daling van 74 dB(A) tot 58 dB(A):

74-60: 14 dB(A) x 1,9 = 26,6%

60-58: 2 dB(A) x 1,7 = 3,4%

30% x 8.946 €/jaar = 2.684 €/jaar per woning

De verandering in de dienst verbetering geluidshinder heeft een baat van 4.740 € /jaar tot 26.840 €/jaar (totale waarde voor de 10 woningen).

5.1.4. VERMINDEREN VISUELE HINDER EN GEURHINDER

Geurhinder en visuele hinder zijn erg subjectief. Natuurlijke vegetatie kan visuele hinder van gebouwen, infrastructuur, masten en dergelijke verminderen. Ook kan sommige vegetatie geurhinder maskeren. Hierover is weinig kwantitatieve informatie beschikbaar.

5.2. REGULEREN VAN WATER- EN LANDSTROMEN

5.2.1. STABILISATIE VAN WATERNIVEAUS

→ Beschrijving

Ecosystemen kunnen bijdragen tot stabiele grondwaterniveaus omdat water wordt vastgehouden en kan draineren. Gezonde aquatische ecosystemen zorgen dan weer dat de waterniveaus in de waterlopen niet teveel schommelen. Dit zorgt voor mogelijkheden voor scheepvaart, vermeden schade door droogte, bescherming tegen zout-intrusie enz.

5.2.2. BESCHERMING TEGEN OVERSTROMINGEN – VANUIT DE RIVIER

→ Beschrijving

De ecosysteemdienst preventie van overstromingen vanuit de rivier heeft betrekking op het tijdelijk bergen van water in gebieden die relatief tolerant zijn voor overstromingen, zodat overstromingen in gevoelige gebieden (voornamelijk stedelijke gebieden en landbouwgebieden) vermeden worden. Historische veranderingen in het landschap (drainagegrachten; verdiepingen, indijkingen en rechtekkingen van rivieren en beken; toename van de verharde oppervlakte) hebben ervoor gezorgd dat het water versneld wordt afgevoerd. Bij hevige neerslag kan de verhoogde en versnelde afvoer van water benedenstrooms overstromingen veroorzaken. Door de waterbergingscapaciteit in bovenstroomse gebieden te herstellen kan men deze overstromingen benedenstrooms verminderen. In geval van preventie van overstromen door getijdewerking kan dit ook omgekeerd werken.

→ Kwalitatieve waardering

Voor de kwalitatieve waardering van gebieden die potentieel belangrijk zijn voor waterberging spelen enerzijds de fysische bergingscapaciteit en anderzijds het type landgebruik een rol.

De scores voor waterberging worden bepaald op basis van de fysische geschiktheid en de wenselijkheid van overstromen. Dit is zeer specifiek en kan niet in een eenvoudige regel gegoten worden.

→ **Kwantitatieve waardering**

Om de grootteorde te bepalen van de mate waarin ecosystemen bijdragen tot de bescherming tegen overstromingen, moet enerzijds in kaart worden gebracht hoeveel water deze ecosystemen bergen en anderzijds hoeveel overstromingsvolume benedenstrooms de ecosystemen vermijden. Overstromingsmodellen van bijvoorbeeld het Waterbouwkundig Laboratorium zijn in staat overstromingskaarten te berekenen die de uitgestrektheid van de overstroming en de waterdiepte weergeven. Zij doen dit voor verschillende mogelijke overstromingen, elk met een eigen kans van voorkomen.

→ **Monetaire waardering**

Zoals aangetoond in de MKBA van het Sigmaplan (IMDC, 2012) kunnen de baten potentieel erg groot zijn. De totale veiligheidsbaten van het optimale alternatief tussen 2010 en 2100 werden in de MKBA Sigmaplan geraamd op 737 miljoen €. Dit is een reductie van het overstromingsrisico door getijdewerking op de Schelde met 78%. Om dit te vergelijken met andere diensten komt dit omgerekend neer op een jaarlijkse baat van ongeveer 30 miljoen €.

Voor deze regulerende dienst worden in deze studie geen algemeen toepasbare kengetallen gegeven. De baten van bescherming tegen overstromingen zijn immers zeer gebiedspecifiek. In Vlaanderen wordt veelal de overstromingsrisicomethodiek van het Waterbouwkundig Laboratorium toegepast (LATIS) (Deckers et al. 2013). In deze methodiek worden de overstromingskaarten gecombineerd met het landgebruik om te ramen wat de verwachte schade is ten gevolge van deze overstromingen.

In LATIS wordt in functie van overstromingshoogtes, schadefuncties (verband tussen overstromingshoogte en schade) en vervangingswaardes geschat wat de materiële schade is die we kunnen verwachten ten gevolge van specifieke overstromingen. Door voor verschillende overstromingen met verschillende kansen van voorkomen de schade te berekenen kan men het overstromingsrisico bepalen. Het verschil tussen scenario's met en zonder bijkomende waterberging ten gevolge van vernatting of de creatie van overstromingsgebieden, is een maat voor de monetaire baten door bescherming tegen overstromingen.

De resultaten van dit soort berekeningen zijn niet voor heel Vlaanderen beschikbaar en kunnen ook niet omgezet worden naar een eenvoudige rekenfunctie. U kunt best voor bevaarbare waterlopen bij het Waterbouwkundig Laboratorium (waterbouwkundiglabo@vlaanderen.be) of voor onbevaarbare waterlopen bij de VMM (info@vmm.be) nagaan of een dergelijke oefening is gemaakt voor uw studiegebied.

5.2.3. BESCHERMING TEGEN OVERSTROMINGEN VANUIT DE ZEE**→ Beschrijving**

De ecosysteemdienst “preventie van overstromingen vanuit de zee” door energiedissipatie en zeewering is van enorm belang in Vlaanderen, dat 67 km kustlijn en 150 km macrotidaal estuarium (met een getijdeverschil van meer dan 4m) heeft. Het grootste deel van de Belgische kustvlakte ligt 2 m onder het niveau van een gemiddelde jaarlijkse storm van +5,5 m TAW (Tweede Algemene Waterpassing), terwijl de hoogwaterstand aan de Belgische kust tijdens de stormvloed van 1953 tot +6,73 m TAW bedroeg.

Stranden spelen een essentiële rol in de bescherming van de kustvlakte tegen overstromingen doordat ze de energie van inslaande golven (gedeeltelijk) kunnen onttrekken. Hierdoor neemt de erosieve kracht van golven die de duinvoet of de dijk bereiken af en daalt de hoeveelheid duinafslag of vermindert de kans op dijkinstabiliteit tijdens stormen en dus ook het risico op bresvorming.

Duinen bieden vooral bescherming tegen overstromingen doordat ze enerzijds golfenergie onttrekken en anderzijds een fysieke barrière vormen die zeewater kan tegenhouden. Duinen die niet door harde zeewering zijn afgesloten van de getijdewerking kunnen er bovendien voor zorgen dat de natuurlijke kustverdediging verder aangroeit. Duinen die zijn afgesloten van de getijdewerking krijgen geen aanvoer meer van zand, terwijl winderosie het duin wel verder kan afbreken. Afhankelijk van de erosieve of aangroeiende werking van de kuststrook kan de getijdewerking echter ook de duinen afbreken (De Ronde en Houthuys 2007 in Van der Biest, 2008).

Momenteel zijn er geen direct toepasbare methoden beschikbaar om deze dienst te waarderen.

5.2.4. EROSIEPREVENTIE

→ Beschrijving

Erosiepreventie wordt teweeg gebracht door de bescherming van aan het oppervlak liggende grondlagen tegen de invloeden van wind en water. Door begroeiing, o.a. in natuurgebieden, wordt erosie aanzienlijk verminderd in vergelijking met bijvoorbeeld akkerbouw.

Op dit moment zijn geen methoden beschikbaar om deze ecosysteemdienst op een eenvoudige manier te waarderen. Vooral kwantitatief schatten hoe groot de impact is van veranderend landgebruik op de hoeveelheid erosie is niet eenvoudig. De monetaire waardering zou kunnen gebeuren op basis van de vermeden kosten van schade door modderstromen of vermeden ruimingskosten in waterlopen.

5.3. REGULEREN VAN DE FYSISCHE, CHEMISCHE EN BIOLOGISCHE OMGEVING

5.3.1. MONDIALE KLIMAATREGULATIE: KOOLSTOFOPSLAG IN DE BODEM

→ Beschrijving

De ecosysteemdienst koolstofopslag in de bodem is het gevolg van opslag van niet-geminaliseerde koolstof uit dood plantenmateriaal naar de bodem, waar het op lange termijn opgeslagen wordt. Hoe meer atmosferische CO₂ op die manier wordt vastgelegd in de bodem, hoe minder deze kan bijdragen tot klimaatopwarming. De baten van deze dienst zijn enerzijds het behoud van de bestaande koolstofvoorraden en anderzijds de opslag van extra koolstof in de bodem.

Bodems onder natuurlijke ecosystemen vertonen doorgaans grotere koolstofvoorraden dan deze onder intensief landgebruik. De koolstofvoorraden zijn dus groter in bosbodems en permanent grasland dan in bodems van tijdelijk grasland of akkerbodems. Vooral moerassen en historische veenbodems bezitten grote hoeveelheden koolstof.

Benodigde informatie:

Voor moerassen en moerasbossen:

- Leeftijd van het habitat (indien nieuw aangelegd = 0)
- Watertafel permanent of gepulseerd

Voor alle andere ecosystemen:

- Gemeten koolstofvoorraad huidige situatie of indien niet beschikbaar
- Bodemtextuur huidige situatie
- Gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) huidige situatie, of indien GHG/GLG niet beschikbaar: drainageklasse huidige situatie
- Bodemtextuur toekomstige situatie
- GHG en GLG toekomstige situatie of indien GHG/GLG niet beschikbaar: drainageklasse toekomstige situatie

GHG is het gemiddelde van de 25% hoogste grondwaterstanden van dit jaar in het gebied. Dit gemiddelde is kleiner (lees minder diep) dan de gemiddelde laagste grondwaterstand.

GLG is het gemiddelde van de 25% laagste grondwaterstanden van dit jaar in het gebied. Dit gemiddelde is groter (lees dieper) dan de gemiddelde hoogste grondwaterstand.

De grondwaterstanden kunnen bekomen worden aan de hand van metingen of via eenvoudige grondwatermodellen. Indien u niet over grondwaterstanden beschikt, wordt dit afgeleid van de drainageklasse.

Bodemtextuur en drainageklasse zijn terug te vinden in de infofiche op de bodemkaart van Vlaanderen (<http://geo-vlaanderen.gisvlaanderen.be/geo-vlaanderen/bodemkaart>) die u kan opvragen door te klikken op '? - identificeer'.

→ **Kwalitatieve waardering**

De hoeveelheid organische koolstof in de bodem is sterk afhankelijk van het landgebruik, de bodemtextuur en de grondwaterstand (Meersmans, 2008). Veranderingen in landgebruik of grondwaterstand kunnen leiden tot een verhoging van de koolstofopslag in de bodem of tot de emissie van bestaande bodemkoolstofvoorraden.

→ Landgebruik

Bijna alle vormen van bodembewerking hebben een negatieve invloed op de koolstofvoorraden. Hoe meer biomassa ter plaatse blijft in beheerde systemen (oogstresten, maaisel, kroonhout), hoe meer koolstof in de bodem kan worden opgeslagen. Landverstoringen zoals ploegen en intensieve begrazing zorgen voor een verluchting van de toplaag, waardoor organisch materiaal gemakkelijker mineraliseert en de koolstofopslag daalt. Daardoor zullen bodems onder natuurlijke ecosystemen grotere stocks vertonen dan intensief bewerkte bodems.

→ Bodemtextuur en grondwaterstand

Onafhankelijk van het landgebruik bepalen vooral de vochttoestand en het kleigehalte van de bodem de capaciteit voor koolstofopslag. Hoe natter de bodem en hoe hoger het kleigehalte, hoe meer koolstof kan worden vastgelegd. Beheerstechnische ingrepen zoals drainage verminderen de opslag, terwijl vernattingsprocessen de voorraad aan bodemkoolstof vergroten.

Daarnaast speelt ook de tijd een belangrijke rol in de potentiële koolstofopslag, vooral onder permanent natte bodems. Tijdens de ontwikkeling van ecosystemen neemt het gehalte aan organisch materiaal toe. Bodems die zich gedurende jaren onder een natuurlijk (moeras)bos bevinden hebben in de loop van de tijd grote hoeveelheden koolstof opgestapeld. Zolang de

hydrologische condities en het landgebruik niet wijzigen kunnen deze voorraden evolueren naar een maximum en blijven deze verder min of meer stabiel (evenwichtssituatie). De koolstofvoorraad is dan wel maximaal, maar het opslagpotentieel zelf is gedaald. Zo bereiken moerassen hun evenwichtstoestand na ongeveer 60 jaar (verschillend van moerastype tot moerastype) en wordt alleen in (anaerobe) hoogveensituaties nog koolstof vastgelegd. Anderzijds kunnen veranderingen in landgebruik en hydrologie ervoor zorgen dat de koolstofvoorraad terug daalt.

Op basis van deze kenmerken kan een kwalitatieve waardering gegeven worden.

→ **Kwantitatieve waardering**

De kwantificering van koolstofopslag gebeurt op basis van het regressiemodel van Meersmans et al. (2008) aangevuld met de schattingen van De Vos B. (2009) voor bosbodems en Altor en Mitsch (2008) voor moerassen en venen. Het regressiemodel van Meersmans et al (2008) berekent de potentiële maximale koolstofopslag in de bodem en is gebaseerd op een aantal parameters die gelinkt zijn aan de drie belangrijkste factoren: de bodemtextuur (percentage zand/klei/leem en korrelgrootte), de grondwaterstand (gemiddeld hoogste (GHG) en laagste grondwaterstand (GLG)) en het landgebruik. Dit model is ontwikkeld op basis van meer dan 6.900 metingen van organische koolstof in de bodem (Soil Organic Carbon (SOC)) in Vlaanderen uit de Aardewerkdatabank. Het model houdt maar rekening met 4 verschillende types landgebruik: grasland, akker, bos en heide. Uit recent onderzoek blijkt dat de huidige koolstofstocks in bosbodems volgens deze regressiemethode met 32% worden onderschat (De Vos B., 2009). Daarom wordt een factor 1,32 toegevoegd aan de landgebruiksklasse "bos". In de handleiding worden moerassen, stilstaande wateren en historische veenbodems als aparte landgebruikscategorieën toegevoegd omdat ze potentieel zeer grote koolstofvoorraden hebben. Daarvoor gebruiken we de berekeningsmethode van Altor en Mitsch (2008). Ook kusthabitats en estuaria zitten niet vervat in de studie van Meersmans. De hoeveelheid koolstof (C) die door begraving verdwijnt uit het watersysteem wordt door het OMES-model (Onderzoek Milieueffecten Sigmaplan) geschat. Het OMES-model bekijkt het effect van de aanleg van gecontroleerde gereduceerde getijdengebieden in een aantal veiligheidsscenario's voor de Zeeschelde. In deze aangelegde intergetijdengebieden vindt een opbouw plaats van langzaam afbreekbaar organisch materiaal. Een grootteorde van 1,5 ton C/ha.jaar wordt geschat (Cox et al. 2004).

Eén van de grote problemen is de schatting van de GHG en GLG, zowel voor de huidige als voor de natuurlijke toestand.

Het is aanbevolen om het verloop van de grondwaterpeilen op te volgen aan de hand van metingen of in te schatten aan de hand van eenvoudige grondwatermodellen zoals TOPMODEL (http://www.es.lanacs.ac.uk/hfdg/freeware/hfdg_freeware_top.htm) of meer geavanceerde grondwatermodelleringen.

Als er geen informatie beschikbaar is over GHG/GLG dan kan men op basis van de drainageklasse van de bodemkaart een schatting maken van de GHG/GLG. Deze schatting is echter zeer ruw en gebaseerd op een beperkt aantal staalnames. We hebben hiervoor opzoektabelen opgesteld (tabel 17 en tabel 18).

We stelden al eerder dat het regressiemodel van Meersmans de potentiële maximale koolstofvoorraad berekent. Als het landgebruik of de hydrologie wijzigt, dan zal de potentiële maximale koolstofvoorraad wijzigen. We veronderstellen dat dit maximum (nieuwe evenwichtssituatie) bereikt wordt na 100 jaar. De jaarlijkse toename/afname in de

koolstofvoorraad gebeurt bij benadering proportioneel (2.5%) ten opzichte van het resterend verschil tussen de te bereiken evenwichtstoestand en de huidige koolstofvoorraad. De jaarlijkse netto opname van koolstof neemt dus af naarmate men dichterbij de nieuwe evenwichtstoestand komt. Als de huidige koolstofvoorraad niet gekend is veronderstellen we dat deze gelijk is aan de door het regressiemodel berekende maximale koolstofvoorraad van het huidige landgebruik.

Als een gebied door een infrastructuurproject ingrijpende wijzigingen ondergaat (ontbossing, drainage) of als er afgravingswerken plaatsvinden, kan de koolstofvoorraad in de bodem verloren gaan. De koolstofvoorraad kan proportioneel vrijkomen vanaf het moment dat de bodem afgegraven wordt. In het begin gaat het veel sneller dan na tientallen jaren. Als de bodem afgedekt wordt door bijvoorbeeld opgespoten grond of een verharding, zonder dat er graafwerken nodig zijn, dan is er vermoedelijk geen verlies van de koolstofvoorraad. In dat geval moet er geen verlies worden aangerekend.

De meest accurate methode om de bestaande koolstofvoorraad te kwantificeren is om een bodemstaal te nemen en te kijken hoeveel koolstof er aanwezig is. De analyse van het gehalte aan organisch materiaal kost ongeveer 15 € per staal en de resultaten zijn meestal binnen de week beschikbaar. Bij regelmatig bewerkte landbouwgrond is er een vrij homogene koolstofvoorraad en zijn enkele stalen wellicht al representatief. Bij ecosystemen met microreliëf en heterogene vegetatie kan deze koolstofvoorraad ruimtelijk sterk variëren. Een tiental staalnames per hectare is in dat geval wel nodig om een representatief beeld te krijgen. Indien er de laatste 30 jaren geen ingrijpende wijzigingen gebeurd zijn in de waterhuishouding en de vegetatie, dan kan men eventueel bijkomend gebruik maken van historische bodemstalen (1960-heden) die toegankelijk zijn via de Aardewerkdatabank (Van Orshoven J. et al. 1993).

Als men niet over de middelen of de tijd beschikt om bodemstalen te nemen, dan kan men op basis van het regressiemodel van Meersmans de koolstofvoorraad van de bodem schatten (Meersmans, 2008).

→ **Monetaire waardering**

Om de koolstofopslag monetair te waarderen, kunnen we kengetallen hanteren uit De Nocker et al. 2010. Deze getallen zijn gebaseerd op de methode van vermeden reductiekosten: als er meer koolstof wordt opgeslagen in natuurgebieden, kan men op andere plaatsen emissiereductiekosten vermijden om de gegeven milieudoelstellingen te bereiken. Deze kengetallen zijn gebaseerd op de kosten van emissiereductiemaatregelen die nodig zijn om te garanderen dat de gemiddelde temperatuur op wereldvlak maximaal maar met 2°C stijgt ten opzichte van het pre-industriële niveau (1780). De cijfers zijn afgeleid van een meta-analyse van resultaten van verschillende klimaatmodelstudies (Kuik et al. 2009).

Een aandachtspunt is dat men in de loop der jaren continu nieuwe en duurdere maatregelen moet nemen om op een emissiepad te blijven dat consistent is met de 2°C doelstelling. De marginale kosten stijgen in de tijd en gaan van 20 euro/ton CO₂-eq. in 2010 tot 220 euro/ton CO₂-eq in 2050 (zie tabel 20).

→ **Uitgangspunten**

- Bij gebruik van de drainageklassen wordt slechts een beperkte range in grondwaterstanden meegenomen.
- We veronderstellen dat de nieuwe evenwichtssituatie bereikt wordt na 100 jaar.

- Als de huidige koolstofvoorraad niet gekend is veronderstellen we dat deze gelijk is aan de door het regressiemodel berekende maximale koolstofvoorraad van het huidige landgebruik.
- We veronderstellen dat bij afgraving door infrastructuurwerken de opgeslagen koolstof vrijkomt.

→ Te gebruiken cijfers

tabel 10: kwalitatieve waardering akkerland voor dienst koolstofopslag in bodem

Akkerland	Bodemtextuur						
drainageklasse	U	E	A	L	P	S	Z
a	1	1	1	1	1	1	5
b	1	1	1	1	1	1	4
c	2	2	2	2	2	2	4
d	3	3	2	2	2	3	4
e	4	4	3	3	3	3	3
f	5	5	4	4	4	4	4
g	6	6	5	5	5	5	4
h	3	3	2	2	2	2	2
i	3	3	3	3	2	2	2

Score 1(ongeschikt) tot 10 (zeer geschikt)

tabel 11: kwalitatieve waardering weiland/bloem- en soortenrijk grasland voor dienst koolstofopslag in bodem

Grasland/weiland	Bodemtextuur						
drainageklasse	U	E	A	L	P	S	Z
a	1	1	1	1	1	1	4
b	2	1	1	1	1	1	3
c	4	2	2	2	2	2	4
d	5	4	3	3	3	3	4
e	6	5	4	4	3	3	4
f	7	6	5	5	5	5	4
g	8	7	6	6	6	6	5
h	5	4	3	3	3	3	3
i	5	4	4	4	3	3	3

Score 1(ongeschikt) tot 10 (zeer geschikt)

tabel 12: kwalitatieve waardering heide voor dienst koolstofopslag in bodem

Heide	Bodemtextuur						
drainageklasse	U	E	A	L	P	S	Z
a	1	1	1	1	1	1	1
b	2	2	1	1	1	1	1
c	4	2	2	2	2	2	3
d	5	4	3	3	3	3	3
e	6	5	4	4	4	4	4
f	7	6	5	5	5	5	5
g	8	7	6	6	6	6	6
h	4	4	3	3	3	3	3
i	5	4	3	4	3	4	4

Score 1 (ongeschikt) tot 10 (zeer geschikt)

tabel 13: kwalitatieve waardering bossen voor dienst koolstofopslag in bodem

bossen	Bodemtextuur						
drainageklasse	U	E	A	L	P	S	Z
a	1	1	1	1	1	1	1
b	3	2	1	1	1	1	2
c	5	2	2	3	3	3	3
d	6	5	4	4	4	4	4
e	7	6	5	5	5	5	5
f	9	8	6	6	6	7	7
g	10	9	8	8	8	8	8
h	6	5	4	4	4	4	4
i	7	6	4	4	4	5	5

Score 1(ongeschikt) tot 10 (zeer geschikt)

tabel 14: kwalitatieve waardering moerassen, stilstaande wateren voor koolstofopslag in bodem

Leeftijd zoetwaterhabitat	Permanent hoge watertafel (0-20 cm)	Gepulseerd (tussen 20-40 cm onder maaiveld tijdens zomer)
0	4	5
10	4	4
20	4	4
30	4	3
40	4	3
50	3	3
60	3	2
70	3	2

Leeftijd zoetwaterhabitat	Permanent hoge watertafel (0-20 cm)	Gepulseerd (tussen 20-40 cm onder maaiveld tijdens zomer)
80	3	1
90	3	1
100	2	1

Score 1(ongeschikt) tot 10 (zeer geschikt)

Intergetijdgebieden hebben een gemiddelde kwalitatieve score van 1,5.

tabel 15: kwantitatieve waardering van de potentiële totale koolstofvoorraad in de bodem (lage en hoge schatting)

Ecosysteem	lage schatting (ton C/ha)	hoge schatting (ton C/ha)
Akker (ton/ha)	$(-10,704 * GLG/100 + (0,052 * \text{klei}\% - 3,936 * Dg + 0,021 * (\text{leem}\% + \text{zand}\%) * GHG/100 + 8,015 * Dg^2 * GHG/100 - 3,712 * GHG/100) + 21,339) * 10$	$(-9,537 * GLG/100 + (0,097 * \text{klei}\% - 1,351 * Dg + 0,040 * (\text{leem}\% + \text{zand}\%) * GHG/100 + 12,034 * Dg^2 * GHG/100 - 2,137 * GHG/100) + 23,604) * 10$
weiland/bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten(ton/ha)	$(-10,704 * GLG/100 + (0,146 * \text{klei}\% - 3,936 * Dg + 5,625 * Dg^2 * GHG/100 - 3,712 * GHG/100) + 24,309) * 10$	$(-9,537 * GLG/100 + (0,189 * \text{klei}\% - 1,351 * Dg + 11,357 * Dg^2 * GHG/100 - 2,137 * GHG/100) + 26,672) * 10$
bossen, knotbomenrij, bomenrij, bomenrij, houtwal, hoogstamboomgaard, solitaire boom (ton/ha)	$[(-10,704 * GLG/100 + (0,146 * \text{klei}\% + 1,217 * Dg - 2,818 * GHG/100) + 23,156) * 10] * 1,32$	$[(-9,537 * GLG/100 + (0,189 * \text{klei}\% + 3,451 * Dg - 1,176 * GHG/100) + 25,023) * 10] * 1,32$
heide en landduinen; haag, struikengroep, erfbeplanting (ton/ha)	$(-10,704 * GLG/100 + (0,146 * \text{klei}\% + 1,217 * Dg - 2,818 * GHG/100) + 23,098) * 10$	$(-9,537 * GLG/100 + (0,189 * \text{klei}\% + 3,451 * Dg - 1,176 * GHG/100) + 26,070) * 10$

Bron: Meersmans et al. 2008, voor invulling van Dg, klei%, leem%, zand% in functie van bodemtextuur zoals opgenomen in tabel 16.

De bekomen waarden uit deze formules zijn de potentiële totale voorraad in het gebied. Om deze om te zetten naar een jaarlijkse opslag gaan we ervan uit dat het verschil tussen de huidige en potentiële maximale opslag jaarlijks met 2,5% afneemt.

tabel 16: inputdata voor formule Meersmans

bodemtextuur	zand %	leem %	klei %	Dg
Z	90	8	2	1,263429605
S	75	20	5	0,658909404
P	60	35	5	0,378012969
L	30	60	10	0,106134878
A	5	85	10	0,042039717
E	35	35	30	0,067648091
U	15	35	50	0,017078693

Bron: Meersmans et al. 2008; Dg: geometrische gemiddelde korrelgrootte

tabel 17: omzetten drainageklasse naar GHG en GLG voor zware bodems (A, L, E, U)

drainageklasse	GHG range(cm)	GHG centrale waarde (cm)	GLG range(cm)	GLG centrale waarde(cm)
a	-	-	-	-
b	125-200	162	200	200
c	80-125	102	160	160
d	50-80	65	130	130
e	30-50	40	80-100	90
f	0-30	15	40-80	60
g	0	0	0-40	20
h	30-50	40	140	140
i	0-30	15	120	120

Bron: gebaseerd op Stuurman, R.J., Dierckx, J. and Runhaar, H. (2002)

tabel 18: omzetten drainageklasse naar GHG/GLG voor lichte bodems (S, P, Z)

drainageklasse	GHG range(cm)	GHG centrale schatting(cm)	GLG range(cm)	GLG centrale schatting(cm)
a	150	150	220-240	220
b	90-125	107	200	200
c	60-90	75	160	160
d	40-60	50	130	130
e	20-40	30	100-120	110
f	0-20	10	40-80	60
g	0	0	0-40	20
h	20-40	30	140	140
i	0-20	10	120	120

Bron: gebaseerd op Stuurman, R.J., Dierckx, J. and Runhaar, H. (2002)

tabel 19: kwantitatieve waardering voor moerassen, moerasbossen, stilstaande wateren en rietkragen

Leeftijd zoetwaterhabitat	Permanent hoge watertafel (0-20 cm) (ton C/ha.jaar)	Gepulseerd (tussen 20-40 cm onder maaiveld tijdens zomer) (ton C/ha.jaar)
0	4,27	4,54
10	4,13	4,17
20	3,98	3,79
30	3,82	3,41
40	3,65	3,02
50	3,47	2,63
60	3,27	2,22
70	3,06	1,81
80	2,83	1,39
90	2,57	0,96
100	2,34	0,52

Bron: Altor en Mitsch 2008

Zeekust en estuaria: in intergetijdengebieden wordt ongeveer 1,5 ton C per ha begraven.

tabel 20: monetaire waardering: kengetallenreeks voor externe kosten van broeikasgassen voor C-opslag in de periode 2010-2050

Ref jaar (1)	euro/ton CO ₂ -eq.	euro/ton C (2)
2010	20	73
2020	60	220
2030	100	366
2040	160	586
2050	220	805

(1) Ref jaar = jaar van emissie of van opslag van broeikasgas (2) 1 ton C = 3.66 ton CO₂

Bron: op basis van De Nocker et al. 2010

Voor tussenliggende jaren worden de kengetallen lineair geëxtrapoleerd. Na 2050 geldt de waarde in 2050. We rekenen standaard (gemiddeld) met de waarde van 2020.

→ Een voorbeeld

Een weiland van 150 ha op een zandleembodem (textuur L) wordt ingericht als 50 ha bos, 50 ha bloem- en soortenrijk grasland en 50 ha moeras met poeltjes. In het moeras zal het water permanent aan de oppervlakte staan. Het weiland was relatief droog en heeft een GHG van 102 cm en een GLG van 160 cm (wat overeenkomt met drainageklasse c). We veronderstellen dat het bos droog blijft met dezelfde grondwaterstanden en dat het soortenrijk grasland iets vernat naar een drainageklasse e (GHG van 40 cm en een GLG van 90 cm).

Kwalitatieve waardering

Het weiland scoort 2. Het nieuwe gebied scoort 3,7 (bos=3, grasland =4 en moeras = 4) (zie tabel 10 tot tabel 14). De verandering in het gebied geeft dus een toename met 1,7 punten.

Kwantitatieve waardering

We beschikken niet over bodemstalen. We berekenen daarom op basis van Meersmans (tabel 15 en tabel 16) de potentiële koolstofvoorraad onder het huidige landgebruik. Deze is berekend met de formule voor weiland (zie formule weiland hieronder). We veronderstellen dat het huidige gebied in evenwicht is en dat de huidige voorraad dan ook gelijk is aan de berekende maximale koolstofvoorraad (6.754,87 ton koolstof).

Huidig gebied:

Berekening potentiële voorraad, lage schatting weiland (bodemtextuur L, GHG/GLG 102/160):

$$(-10,704 * 160/100 + (0,146 * 10 - 3,936 * 0,106134878 + 5,625 * 0,106134878^2 * 102/100 - 3,712 * 102/100) + 24,309) * 10 * 150 \text{ ha} = 6.755 \text{ ton koolstof (45,03 ton C/ha)}$$

Met de formules van Meersmans (tabel 15 en tabel 16) en Altor en Mitsch (tabel 19) berekenen we de potentiële voorraad onder het toekomstig landgebruik (zie formules grasland, bos en moeras hieronder). Omdat we hier de GHG/GLG niet kennen maken we gebruik van tabel 17 om de geschatte drainageklasse hiernaar om te zetten.

Toekomstig landgebruik:

Berekening potentiële voorraad, lage schatting grasland (bodemtextuur L, GHG/GLG 40/90 cm):

$$(-10,704 * 90/100 + (0,146 * 10 - 3,936 * 0,106134878 + 5,625 * 0,106134878^2 * 40/100 - 3,712 * 40/100 + 24,309)) * 10 * 50 \text{ ha} = 7.129 \text{ ton koolstof (142,58 ton/ha)}$$

Berekening potentiële voorraad, lage schatting bos (bodemtextuur L, GHG/GLG 102/160):

$$(-10,704 * 160/100 + (0,146 * 10 + 1,217 * 0,106134878 - 2,818 * 102/100) + 23,156) * 10 * 1,32 * 50 \text{ ha} = 3.131 \text{ ton C (62,62 ton/ha)}$$

Berekening jaarlijkse netto koolstofopslag moeras: in tabel 19 zoeken we de waarde voor permanent hoge watertafel en leeftijd 0: 4,27 ton C/ha * 50 ha = 213,5 ton C per jaar. In jaar 10 is de koolstofopslag nog 4,13 ton C/ha.

De jaarlijkse toename/afname in de koolstofvoorraad gebeurt bij benadering proportioneel (2.5%) ten opzichte van het resterend verschil tussen de te bereiken evenwichtstoestand en de huidige koolstofvoorraad.

In jaar 1 is dit verschil volgens de lage schatting: $(142,58 \text{ ton C/ha} - 45,03 \text{ ton C/ha}) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (grasland) + $(62,62 \text{ ton C/ha} - 45,03 \text{ ton C/ha}) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (bos) + $(4,27 \text{ ton C/ha.jaar} * 50 \text{ ha}) = 357,43 \text{ ton}$.

Indien dezelfde berekeningen gedaan worden met de hoge schatting (tabel 15) dan bedraagt de totale extra toename van de koolstofvoorraad in het ganse gebied voor jaar 1:

$(190,32 \text{ ton C/ha} - 111,1 \text{ ton C/ha}) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (grasland) + $(142,82 \text{ ton C/ha} - 111,1 \text{ ton C/ha}) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (bos) + $4,27 \text{ ton C/ha.jaar} * 50 \text{ ha}$ (moeras) = 352,18 ton

De wijziging in landgebruik leidt dan tot een extra toename van de koolstofvoorraad tussen 352,18 en 357,43 ton in jaar 1.

Monetaire waardering

Op basis van tabel 20 blijkt dat de verandering in landgebruik een jaarlijkse baat heeft tussen 77.479 € ($352,18 \text{ ton C} * 220 \text{ €/ton C}$) en 78.634 € ($357,43 \text{ ton C} * 220 \text{ €/ton C}$) voor het referentiejaar 2020.

5.3.2. MONDIALE KLIMAATREGULATIE: KOOLSTOFOPSLAG IN BIOMASSA

→ **Beschrijving**

Planten nemen koolstof op uit het milieu en gebruiken die om biomassa op te bouwen. De koolstof wordt daardoor (tijdelijk) uit het milieu verwijderd. Alle natuurtypen nemen koolstof op, maar vooral bossen met een grote, langlevende biomassa zijn belangrijk voor de opname. Bij de andere natuurtypen is die opname van koolstof van meer tijdelijke aard, omdat de koolstof opnieuw in het milieu terechtkomt wanneer de planten vergaan. De koolstof die vastgelegd wordt in de biomassa van bossen kan niet meer bijdragen tot de opwarming van ons klimaat.

De methode voor koolstofopslag in biomassa hangt nauw samen met houtproductie en is uitgewerkt door de Universiteit Gent, Vakgroep Bos- en Waterbeheer, Labo Bos & Natuur (prof. Kris Verheyen).

Benodigde informatie:

- Boomsoorten: dominante soort of anders gemengd type met keuze uit: beuk (11/21), eik (12/22), populier (13/23), gemengd loofhout (deze categorie ook ingeven als het gaat over andere loofboomsoorten)(14/24), lork (31/41), grove den (32/42), zwarte den (33/43), spar(34/44), douglas spar (35/45), gemengd naaldhout (deze ook ingeven als het gaat over andere naaldboomsoorten) (36/46). Bosreferentia laag 2000 (te bevragen bij ANB) (de getallen zijn de codes uit de bosreferentia laag)
- Bodemtextuur, drainageklasse en profielontwikkeling van de bosbodem zijn terug te vinden in de infofiche op de bodemkaart van Vlaanderen (<http://geo-vlaanderen.gisvlaanderen.be/geo-vlaanderen/bodemkaart>) die u kan opvragen door te klikken op ‘? - identificeer’.

→ **Kwalitatieve waardering**

De kwalitatieve score voor koolstofopslag is gelijk aan deze van houtproductie in hoofdstuk 4.3.1. De score geeft aan wat de geschiktheid is van een specifieke bodem voor een specifieke boomsoort. Hoe dit vertaald wordt naar m³ aanwas hangt af van het type boomsoort. Dit betekent dat de score en de m³ aanwas niet altijd in dezelfde verhouding liggen. Dit heeft ook gevolgen voor C-opslag in biomassa.

→ **Kwantitatieve waardering**

De kwantificering van de koolstofopslag in de levende biomassa gebeurt op basis van de maximale gemiddelde jaarlijkse aanwas van spilhout (I_v) zoals opgelijst bij de dienst houtproductie. Om de jaarlijkse koolstofopslag te berekenen wordt eerst de aanwas van takken en wortels geschat en opgeteld bij de spilhoutaanwas. Daarvoor gebruikt men de zogenaamde Biomassa-ExpansieFactoren (BEF; zie tabel 21). Daarna doet men een omrekening van de aanwas in m³ per ha per jaar naar koolstof (C) per ha per jaar d.m.v. de soortspecifieke koolstofdichtheid (uitgedrukt als kg C/m³). Dit leidt tot volgende formule (Vande Walle et al. 2005): C-sequestratie (kg C per ha per jaar) = $I_v * BEF * C\text{-dichtheid}$. De gebruikte formule is oorspronkelijk bedoeld om de koolstofvoorraden te bepalen en gaat ervan uit dat de biomassa-aanwas evenredig met de biomassa van de boomcompartimenten (stam, takken en wortels) gealloceerd wordt.

tabel 21: gemiddelde dichtheid (kg/m^3) en C-dichtheid (kg C/m^3) van de boomsoorten die onderscheiden worden op de bosreferentielaaag

Variabele	Boomsoortencodes Bosreferentielaaag								
	11/21	12/22*		13/23	31/41	32/42	33/43	34/44	35/45
	FASY	QURO	QURU	POSP	LASP	PISY	PINC	PIAB	PSME
Nl. benaming	Beuk	Zomer-eik	Am. Eik	Populier	Lork	Gewonen	Zwarten	Fijnspar	Douglas-spar
BEF	1.67	1.5	1.5	1.5	1.75	1.5	1.5	1.75	1.71
Dichtheid (kg/m^3)	560	600	600	410	470	480	480	380	450
C-Dichtheid (kg C/m^3)	274	300	300	205	235	240	240	190	225
BEF x C-Dichtheid	457,58	450	450	307,5	411,25	360	360	332,5	384,75

Bron: Vande Walle et al. 2005

→ Monetaire waardering

Om de koolstofopslag monetair te waarderen, hanteren we kengetallen uit De Nocker et al. 2010. Deze getallen zijn gebaseerd op de methode van vermeden reductiekosten: als er meer koolstof wordt opgeslagen in natuurgebieden, kan men op andere plaatsen emissiereductiekosten vermijden om de gegeven milieudoelstellingen te bereiken. Deze kengetallen zijn gebaseerd op de kosten van emissiereductiemaatregelen die nodig zijn om te garanderen dat de gemiddelde temperatuur op wereldvlak maximaal maar met 2°C stijgt ten opzichte van het pre-industriële niveau (1780). De cijfers zijn afgeleid van een meta-analyse van resultaten van verschillende klimaatmodelstudies (Kuik et al, 2009).

Een aandachtspunt is dat men continu nieuwe en duurdere maatregelen moet nemen om op een emissiepad te blijven dat consistent is met de 2°C -doelstelling. De marginale kosten stijgen in de tijd en gaan van 20 euro/ton $\text{CO}_2\text{-eq}$ in 2010 tot 220 euro/ton $\text{CO}_2\text{-eq}$ in 2050 (zie tabel 20).

→ Uitgangspunten

- Voor deze methode vertrekken we van de kwantificering van houtproductie. De methodes gebruikt voor houtproductie houden enkel rekening met de economisch belangrijkste boomsoorten die voorkomen in de bosreferentielaaag. Andere soorten als wilg, els en linde zijn niet individueel opgenomen in deze methode. Veiligheidshalve worden de cijfers voor gemengd loof- of naaldhout gebruikt als alternatief voor niet-aanwezige boomsoorten.

→ Te gebruiken cijfers

De cijfers uit bovenstaande paragrafen zijn net als voor houtproductie gecombineerd tot opzoektabelen te raadplegen op de website van de Natuurwaardeverkenner. Voor iedere combinatie van de bodem-kernserie (een combinatie van bodemtextuur, drainageklasse en profielontwikkeling van de bodem) en boomsoort kan een kwalitatieve score, kwantiteit en monetaire waarde afgeleid worden. In tegenstelling tot houtproductie hangt de waarde hier niet af van de hoeveelheid effectief geoogst hout.

tabel 22: extract uit tabel voor een specifieke bodem-kernserie te gebruiken voor kwalitatieve en kwantitatieve waardering C-opslag biomassa

Boomsort	Nederlandse naam	Bodem-kernserie	Kwalitatief	Kwantiteit_C opslag (kg C/ha.jaar)
11	Beuk	Zaa	2	0,0
12	Eik	Zaa	6	2.250,0
13	Populier	Zaa	2	0,0
14	Ander of mengingen loofhout	Zaa	5	1.815,2
31	Lork	Zaa	4	2.467,5
32	Gewone den	Zaa	8	2.880,0
33	Zwarte den	Zaa	8	4.572,0
34	Fijnspar	Zaa	4	1.995,0
35	Douglasspar	Zaa	4	3.078,0
36	Ander of mengingen naaldhout	Zaa	8	4.119,3

De score geeft aan wat de geschiktheid is van een specifieke bodem voor een specifieke boomsoort. Hoe dit vertaald wordt naar m³ aanwas hangt af van het type boomsoort. Dit betekent dat de score en de m³ aanwas niet altijd in dezelfde verhouding liggen. Dit heeft ook gevolgen voor C-opslag in biomassa.

tabel 23: monetaire waardering: kengetallenreeks voor externe kosten van broeikasgassen voor C-opslag in periode 2010-2050

Ref jaar (1)	euro/ton CO ₂ -eq.	euro/ton C (2)
2010	20	73
2020	60	220
2030	100	366
2040	160	586
2050	220	805

(1) Ref jaar = jaar van emissie of van opslag van broeikasgas (2) 1 ton C = 3.66 ton CO₂

Bron: op basis van De Nocker et al. 2010

Voor tussenliggende jaren worden de kengetallen lineair geïnterpoleerd. Na 2050 geldt de waarde in 2050. We rekenen standaard met de waarde van 2020.

→ Een voorbeeld

Een gebied van 200 ha bestaat in zijn huidige vorm uit 100 ha weiland, 50 ha akkerland en 50 ha heide. Men wil van dit gebied een gevarieerd natuurgebied maken met bos (100 ha), natuurlijk grasland (50 ha) en heide (50 ha). Dit bos zal hoofdzakelijk bestaan uit eik en wordt publiek beheerd. De bodem bestaat uit zand (Z), die sterk gedraineerd is (drainageklasse a) en een profiel met textuur B horizont (uitgeleegde bodem) (profielontwikkeling a).

Kwalitatieve waardering

Net als voor houtproductie heeft het huidige gebied geen bos en krijgt dit score 1 op 10. Het bos in het toekomstig gebied is een combinatie van eik (type 12) met bodemkernserie Zaa. Dit resulteert in een score van 6 voor het bosgebied of $(100 * 6 + 50 * 1 + 50 * 1) / 200 = 3.5$ op 10 voor het hele gebied (zie tabel 22).

Kwantitatieve waardering

De kwantitatieve waardering van eik met de bodemkernserie Zaa maakt een jaarlijkse koolstofopslag in biomassa van 2250 kg C per ha per jaar (tabel 22) of 225 ton C per jaar in totaal. Dit kan ook manueel berekend worden door de jaarlijkse aanwas hout van 5 m³/ha.jaar (tabel 5) te vermenigvuldigen met 450 (BEF x C-dichtheid voor eik) (tabel 21).

Monetaire waardering

In totaal brengt de wijziging in landgebruik een extra waarde met zich mee van 49.500 €/jaar (225 ton C /jaar x 220 €/ton C).

5.3.3. LOKALE EN REGIONALE KLIMAATREGULATIE

→ **Beschrijving**

Bij landgebruiksplanning in het algemeen en stadsplanning in het bijzonder zal men in de toekomst meer en meer rekening moeten houden met de adaptatie aan klimaatverandering en stedelijke hitte-eilandeffecten (de gemiddelde achtergrondtemperatuur in stedelijke gebieden is vaak 0,5 tot 1,5°C hoger dan in nabijgelegen landelijke gebieden). Groene infrastructuur heeft een belangrijk potentieel door de positieve microklimaat-effecten, enerzijds als bron van koeling in dichtbevolkte steden op warme (zomer)dagen en anderzijds met een mogelijke vermindering van warmteverliezen op koude (winter)dagen (Akbari et al. 2001; EPA 1992; Methay et al. 2011; Shashua-Bar & Hoffmann 2000).

Vegetatie in stedelijke context kan het microklimaat aanzienlijk verbeteren dankzij 3 mechanismen: (1) het beperken van invallende zonnestraling op warme (zomer) dagen; (2) door evapotranspiratie van de vegetatie: de verdamping vergt energie en leidt tot lagere zomertemperaturen; (3) door te fungeren als windstopper, waardoor er op koude (winter)dagen minder warmteverliezen zijn.

Door de impact op de ventilatie in stedelijke omgeving kan, in specifieke gevallen de luchtkwaliteit lokaal verslechteren (in street-canyons)(De Maerschallck et al. 2011).

Recent empirisch onderzoek over Nederlandse steden toont aan dat meer vegetatie in de stad het “stedelijk hitte- eilandeffect” kan afremmen (Steenefeld et al. 2011; De Ridder. In prep).

De natuurwaardeverkenner is momenteel minder toegespitst op de stedelijke context. Daarom is deze ecosysteemdienst niet opgenomen.

5.3.4. WATERKWALITEIT: DENITRIFICATIE**→ Beschrijving**

Biologische denitrificatie is het proces waarbij nitraat (NO_3^-) wordt omgezet in stikstof (N). Hierdoor komt minder nitraat in grond- en oppervlaktewater terecht waardoor minder eutrofiëring³ plaats vindt. Biologische denitrificatie vindt plaats in de meeste ecosystemen. Denitrificatie gebeurt in goed gedraineerde bodems van bossen, graslanden en landbouwgronden, in gedeeltelijk tot volledig waterverzadigde bodems, in kwelgebieden en oeverzones, in sedimenten van rivieren, meren en estuaria enz. De mechanismen die eraan ten grondslag liggen, kunnen verschillend zijn, waardoor berekeningsmethodes verschillen.

Deze ecosysteemdienst draagt bij aan een betere waterkwaliteit.

³ Eutrofiëring is een sterke toename van voedingsstoffen in water waardoor een sterke groei en vermeerdering van bepaalde soorten optreedt, waarbij de soortenrijkheid of biodiversiteit meestal sterk afneemt.

Benodigde inputgegevens:

Moeras met een duidelijke aan- en afvoer van water:

- Oppervlakte van het gebied
- Debiet van het inkomende water in l/s
- Gemiddelde diepte van het water in m: standaard wordt dit 1 m verondersteld
- N-belasting van het water in mg N/l. Dit kan u meten in het gebied of u kan gebruik maken van het oppervlaktewatermeetnet van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) (<http://www.vmm.be/geoview/>). De totale N-belasting is gelijk aan de som van Kjeldahl-stikstof (KjN) nitraat (NO₃-) en nitriet (NO₂-).

Rivieren (waterbodems):

- Breedte waterlooptraject in m
- Lengte waterlooptraject in m
- Diepte waterlooptraject in m
- Debiet van het water in l/s
- N-belasting van het water in mg N/l: u kan gebruik maken van het oppervlaktewatermeetnet van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) (<http://www.vmm.be/geoview/>). De totale N-belasting is gelijk aan de som van Kjeldahl-stikstof (KjN) nitraat (NO₃-) en nitriet (NO₂-).

Indien het debiet niet beschikbaar is

- Belgische biotische index: evaluatie van de toestand van de oppervlaktewaterkwaliteit, waarbij de waterlopen als biotoop worden benaderd (biologisch meetnet) (<3; 3-6; 7-10).
- Prati-index: De Prati-index voor zuurstofverzadiging (PIO) is de evaluatie van de fysico-chemische kwaliteit van de oppervlaktewateren via de parameter 'opgeloste zuurstof' (PIO) (<3; 3-6; 7-10)
- N-belasting van het water in mg N/l

Deze gegevens vindt u terug in het geoloket waterkwaliteit van VMM (<http://www.vmm.be/geoview/>)

Rivieren (oeverzone):

- Bodemsamenstelling van de oever: % zand, % leem, % klei
- Breedte van de waterloop in m
- Breedte van de nuttige oeverzone in m: de zone waarbinnen nog denitrificatie plaatsvindt. Bij voorkeur wordt die bepaald op basis van het gemiddelde hoogste grondwaterpeil (GHGW) en het gemiddelde laagste oppervlaktewaterpeil (GLOW). Indien alleen peilgegevens van het oppervlaktewater beschikbaar zijn, kan de nuttige oeverzone ook bepaald worden aan de hand van het gemiddeld hoogste oppervlaktewaterpeil (GHOW) (zie figuur 4)
- Hoogteverschil op 25 x breedte rivier in cm (zie figuur 4)
- N-belasting in mg N/l

Akker, weiland, heide en landduinen, bloem- en soortenrijk grasland, bossen, moeras zonder duidelijke instroom

- Bodemtextuur (<http://geo-vlaanderen.gisvlaanderen.be/geo-vlaanderen/bodemkaart>)
- N-belasting in mg N/l van het inkomende grondwater: te bepalen via verschillende methoden (zie pagina 76)
- Gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) is het gemiddelde van de 25% hoogste grondwaterstanden van dit jaar in het gebied.
- Gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) is het gemiddelde van de 25% laagste grondwaterstanden van dit jaar in het gebied.
- Indien grondwaterstanden niet beschikbaar zijn, kunt u ook proberen de grondwaterstanden af te leiden van volgend geoloket: <https://dov.vlaanderen.be/dovweb/html/FAQ.html> bij de vraag "Hoe kan ik de grondwaterstand op een bepaald punt bepalen?" vindt u terug hoe u dit kan doen. OF gebruikt u drainageklasse die u kan opzoeken in de infofiche door te klikken op '?' – identificeer (<http://geo-vlaanderen.gisvlaanderen.be/geo-vlaanderen/bodemkaart>)

→ **Kwalitatieve waardering**

De volgende factoren beïnvloeden het denitrificatieproces:

- Bodemvochtgehalte (enkel in terrestrische ecosystemen)
- Bodemtextuur
- Temperatuur
- Toevoer van nitraat
- Toevoer van koolstof
- Vegetatie
- Ruimtelijke variatie of structuurvariatie
- Verblijftijd (enkel in doorstroomsystemen)

Het denitrificatieproces verschilt al naargelang het ecosysteemtype. Op basis van de belangrijkste beïnvloedende factoren kan per ecosysteem een ruwe schatting gemaakt worden van het belang van denitrificatie aan de hand van een kwalitatieve score (tabel 24 voor oeverzones en tabel 25 voor terrestrische natte ecosystemen zonder instroom).

→ **Kwantitatieve waardering**

Het denitrificatieproces is verschillend voor verschillende ecosystemen. We lijsten de formules op per ecosysteem.

Moeras met een duidelijke instroom

Seitzinger ontwikkelde een functie die het relatieve verwijderingspercentage berekent in functie van de verblijftijd van het water in het gebied. Deze verblijftijd kan berekend worden door het volume (= oppervlakte gebied *diepte water in het gebied) te delen door het debiet van het inkomende water.

Verblijftijd = volume/debiet inkomende water

De verblijftijd kan dan ingevuld worden in de volgende formule:

$$\% \text{ verwijdering} = 88 * (\text{diepte in m} / \text{verblijftijd in jaar})^{(-0,368)}$$

Het berekende percentage wordt vermenigvuldigd met de stikstofbelasting om de absolute verwijdering te verkrijgen.

De stikstofbelasting in een gebied kan u vinden op 2 verschillende manieren:

- door monitoring in het gebied
- raadplegen van de resultaten van het oppervlaktewaterkwaliteitsmeetnet van VMM

Vaak is er niet meteen informatie over de diepte beschikbaar. We gaan uit van een gemiddelde diepte van 1 m, wat aannemelijk is voor moerasesystemen. Deze variabele heeft een belangrijke impact op het volume water en dus ook op het belang van deze dienst. U kunt hier eventueel meerdere berekeningen toepassen met verschillende dieptes.

Oeverzones

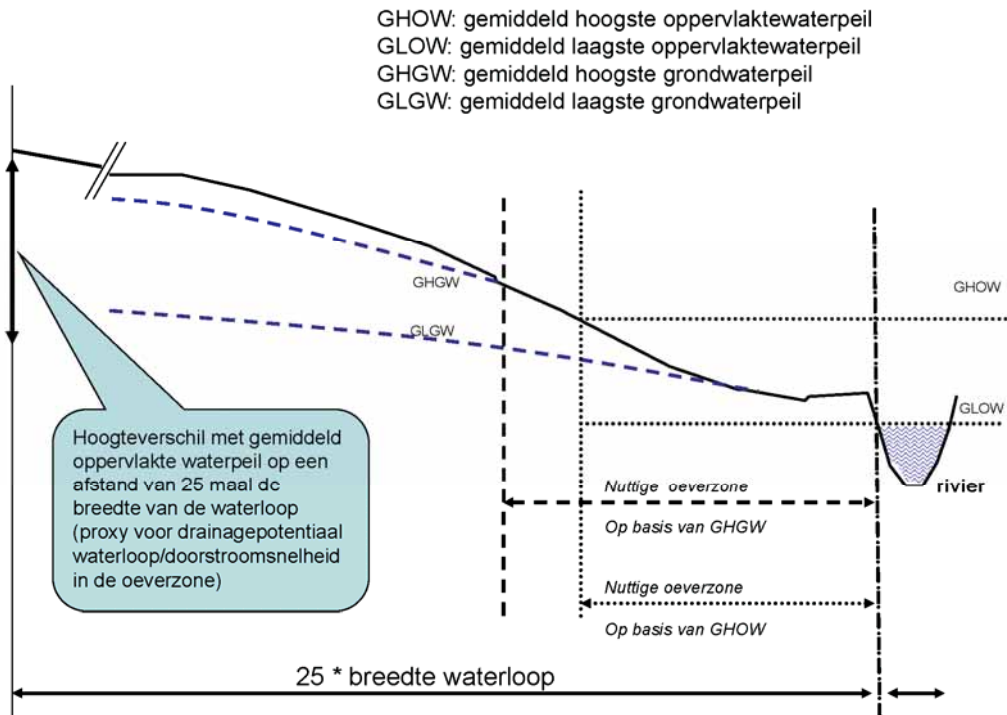
Denitrificatie in oeverzones kan eveneens met de formule van Seitzinger worden ingeschat.

Een oeverzone is een strook land vanaf de bodem van de bedding van het oppervlaktewater die een functie vervult inzake de natuurlijke werking van watersystemen of natuurbehoud of inzake de bescherming tegen erosie of inspoeling van sedimenten, bestrijdingsmiddelen of meststoffen.

Specifiek voor oeverzones wordt de verblijftijd als volgt geschat:

$$\text{doorstroming (cm per dag)} = \frac{(\% \text{ zand} * 50 + \% \text{ leem} * 25 + \% \text{ klei} * 5) * \text{breedte waterloop (m)}}{\text{breedte nuttige oeverzone (m)}} * \frac{\text{hoogteverschil (cm)}}{25 * \text{breedte waterloop (m)}}$$

figuur 4: illustratie van de parameters voor de berekening van de verblijftijd in een oeverzone



De valleimorfologie zal een invloed hebben op de verblijftijd van het water in de oeverzone. Bij smallere steilere valleisystemen, zal er een hoger verval in grondwaterstand zijn en dus ook een verhoogde grondwaterstroming. Het hoogteverschil berekent u door het verschil te meten tussen het gemiddelde oppervlaktewaterpeil van de waterloop (in m TAW - Tweede Algemene Waterpassing of referentiehoogtemaat in België) en het gemiddelde grondwaterpeil op een afstand van 25x de breedte van de waterloop (in m TAW). Indien u het grondwaterpeil niet kent op deze afstand, kan u de gemiddelde diepte van het grondwater (aantal cm onder het maaiveld) schatten op basis van de drainageklasse en bodemtextuur op 25x de breedte van de waterloop. U trekt dit dan af van de hoogte van het maaiveld (in m TAW) op 25x de breedte van de waterloop. Bijv. hoogteligging waterloop = 14,9 TAW. Hoogteligging maaiveld op 25 maal breedte waterloop = 16,23 TAW. Drainageklasse op 25 * breedte waterloop is de klasse c => 90 cm onder maaiveld.

Hoogteligging grondwater = $16,23 - 0,9 = 15,33$. Het hoogteverschil is dan $15,33 - 14,9 = 0,43$ meter.

U kunt ook proberen de grondwaterstanden af te leiden van volgend geoloket: <https://dov.vlaanderen.be/dovweb/html/FAQ.html> bij de vraag "Hoe kan ik de grondwaterstand op een bepaald punt bepalen?" vindt u terug hoe u dit kan doen.

De uitkomst van deze berekening, rekent u om naar maand per lopende meter en deze omrekening vult u in volgende formule (Seitzinger) in.

$$23,4 * (\text{verblijftijd}_{(\text{maand})})^{0,204}.$$

U bekomt dan de relatieve stikstofverwijdering per lopende meter. U berekent vervolgens de cumulatieve absolute verwijdering op basis van de breedte van de oever, het watervolume in de bodem (geschat op basis van het percentage zand, leem en klei) en de stikstofbelasting.

Waterbodems

De formules van Seitzinger zijn ook toepasbaar op bodems van waterlopen (% verwijdering = $23,4 * (\text{verblijftijd}_{(\text{maand})})^{0,204}$). Er wordt aangeraden om ze te gebruiken voor de beoordeling van denitrificatie.

Indien u echter geen informatie hebt over de verblijftijd kunnen we gebruik maken van de informatie rond de waterkwaliteit (Belgische biotische index (BBI) en Prati-index). We hebben op basis van het gemiddelde resultaat van Pribyl (2005) ($1,62 \text{ g N/m}^2 \cdot \text{d}$) en een correctie aan de hand van de zuurstofconcentratie van het oppervlaktewater (-25 %), de aanwezigheid van een gezonde benthische fauna en de stikstofbelasting een opzoektabel samengesteld.

Terrestrische natte ecosystemen (Akker, weiland, heide en landduinen, bloem- en soortenrijk grasland, moerassen zonder duidelijke instroom)

Met terrestrische natte ecosystemen bedoelen we alle bodems die gedurende een bepaalde periode (tijdelijk of permanent) een hoge waterverzadiging kennen door ondiepe grondwaterstanden. De formule van Seitzinger kan niet worden toegepast op terrestrische ecosystemen omdat deze formule een in- en uitstroom veronderstelt. In terrestrische ecosystemen wordt de absolute nitraatverwijdering voornamelijk bepaald door de combinatie van een voldoende ondiepe grondwaterstand en de aanvoer van ondiep nitraathoudend grondwater. Om het percentage verwijderingsgraad te berekenen dient de potentiële maximale denitrificatiegraad vermenigvuldigd te worden met de aanvoersnelheid van het grondwater.

De zones waar **denitrificatie potentieel** kan plaatsvinden worden bepaald door de bodemhydrologie (GHG/GLG of drainageklasse). Het bodemvochtgehalte heeft namelijk een grote invloed op de zuurstofdiffusie, welke een bepalende factor is voor het optreden van een grens tussen zuurstofrijk milieu (nitrificatie) en zuurstofarm milieu (denitrificatie). In het algemeen treedt denitrificatie enkel op indien de bodem voor meer dan 60 % waterverzadigd is.

Om de procentuele verwijderingsgraad in een denitrificatiezone te bepalen wordt de potentiële maximale denitrificatiegraad zoals afgeleid uit tabel 29 of tabel 30 vermenigvuldigd met de **aanvoersnelheid van het ondiep grondwater** en de N-concentraties in het aangevoerde ondiep grondwater. De aanvoersnelheid bepaalt de mate waarin denitrificatie kan plaatsvinden over een

bepaalde tijdsperiode en is afhankelijk van de bodemtextuur en de topografie die bepaalt hoe snel en hoeveel grondwater naar het gebied stroomt. Hoe sneller grondwater wordt aangevoerd naar de denitrificatiezone, hoe meer denitrificatie kan plaatsvinden. Een meer doorlatende bodem zoals zand zal een grotere aanvoersnelheid en dus een hoger denitrificatiepotentieel hebben dan een weinig doorlatende bodem zoals klei. Indien geen gegevens over de aanvoersnelheid beschikbaar zijn, kunnen aannames gemaakt worden op basis van hydrologie (drainageklasse of GHG/GLG) en textuur, waarbij de maximale aanvoersnelheid geschat wordt op basis van de grondwaterstand of de drainageklasse (tabel 31, tabel 32 en tabel 33) en deze vervolgens gecorrigeerd wordt voor doorlatendheid van de bodem (tabel 34).

Schatting van de nitraatbelasting op het grondwater

Indien geen lokale gegevens over de **stikstofconcentraties in het aangevoerde ondiepe grondwater** beschikbaar zijn, worden volgende mogelijkheden voorgesteld om de nitraatbelasting op het grondwater in te schatten:

(1) Men kan een algemene aanname maken van een gemiddelde nitraatbelasting. Op basis van het jaarverslag Water (VMM, 2007) geldt voor strikt oppervlaktewater gevoede moerasesystemen een gemiddelde belasting van 4 mg N/l en voor deels grondwater gevoede moerasesystemen (met oppervlaktewater output) een belasting van ongeveer 8 mg N/l.

(2) Men kan gebruik maken van de meetgegevens van het MAP-meetnet (<http://www.vmm.be/geoview/>). Het MAP-meetnet geeft een beeld van de nitraatconcentraties in oppervlaktewater, maar deze meetpunten zijn uitsluitend gelegen in agrarisch gebied en zijn dus minder representatief voor niet-landbouw gebieden.

(3) Men kan in functie van het type landbouwgebruik en de bodemtextuur een schatting maken. Op basis van waarden uit een opzoektabel (tabel 32) is een schatting mogelijk van de gemiddelde uitspoeling van nitraat naar het grondwater. Deze is afhankelijk van de hoeveelheid stikstof uit bemesting die op een perceel achterblijft na de oogst (najaarsresidu) en van de relatieve uitspoeling van het residu tussen najaar en voorjaar welke afhankelijk is van de bodemtextuur. De waarden in deze tabel zijn gebaseerd op de bemestingsnormen in 2012 (VLM, 2012), de gemiddelde stikstofresidu-waarden in het najaar per teelt van 2004-2010 volgens het Nitraatresidurapport 2011 en Coppens et al. 2007. Er wordt opgemerkt dat deze waarden enkel geldig zijn voor percelen zonder beheersovereenkomst. Indien een bepaald beheer van toepassing is, is een correctiefactor nodig voor de verminderde stikstofinput via bemesting.

Kusthabitats en estuariene natuur

Op basis van het OMES-model werden simulaties gemaakt voor stikstofverwijdering voor enkele voorbeeldgebieden langs de Zeeschelde. De cijfers zijn zeer zonespecifiek (denitrificatie in zoetwater is hoger dan in brak water en zout water), maar gemiddeld wordt er 3 mmol N/d.m² verwijderd over de ganse Zeeschelde. Een gereduceerd getijdengebied verwijderd gemiddeld 153 kg N/ha.jaar door denitrificatie. Ontpoldering leidt tot iets hogere denitrificatiewinsten volgens modelsimulaties.

De in deze handleiding gebruikte cijfers maken een onderscheid tussen zoete gebieden en brakke/zoute gebieden. Omdat geen gegevens ter beschikking zijn voor de zoute zones, veronderstellen we dat de cijfers voor de brakke zone uit het model representatief zijn voor zoute zones (Liekens et al. 2004).

→ **Monetaire waardering**

Voor de dienst denitrificatie wordt de methode van de vermeden reductiekosten gebruikt. De kengetallen zijn gebaseerd op de kosten die verschillende sectoren (huishoudens, industrie, landbouw) moeten maken om de doelstelling rond eutrofiëring in zoetwaters en mariene waters te beperken in het kader van de uitvoering van de Europese kaderrichtlijn water. Het bouwt voort op berekeningen van het MKM water voor Vlaanderen (Broekx et al. 2008). Hierbij werden maatregelen beschouwd voor zowel industrie, huishoudens als landbouw. De kosten en effecten van deze maatregelen werden ingezameld in diverse voorbereidende studies. Met het MKM Water kunnen op een kwantitatieve wijze rangordes opgesteld worden tussen maatregelen in functie van hun kosteneffectiviteit (€/kg reductie). De kost van de laatste (duurste) maatregelen die weerhouden zijn in de goedgekeurde maatregelenprogramma's van 2009 vormen een indicatie van hoeveel de maatschappij wil betalen voor een verdere reductie van stikstof en geeft een indicatie van de waarde van deze ecosysteemdienst.

Voor stikstof is deze marginale reductiekost 74 €/kg N. Dit is een hoge waarde in vergelijking met de internationale literatuur. We gebruiken daarom deze waarde als hoge waarde. Als lage waarde gebruiken we een gemiddelde van de laagste waardes uit recente literatuur van 5 €/kg N (marginale reductiekost).

→ **Uitgangspunten**

- Voor terrestrische ecosystemen vertrekken we van de uitspoeling van stikstof naar grondwater om de aanvoer van N in het gebied te berekenen.
- De kosten van de maatregelenpakketten geven een indicatie van de betalingsbereidheid van de maatschappij.

→ Te gebruiken cijfers

Kwalitatieve waardering

tabel 24: kwalitatieve waardering denitrificatie in oeverzones o.b.v. verhouding breedte waterloop vs. breedte oeverzones en textuur

Bodemtextuur	Verhouding breedte waterloop met breedte oeverzone					
	<= 2	2,01 - 3	3,01 - 4	4,01 - 5	> 5	Verharde oever
Zand (Z)	10	8	6	4	2	0
Leem (S)	9	7	5	4	2	0
Licht zandleem (P)	8	7	5	3	2	0
Zandleem (L)	6	5	4	3	1	0
Leem (A)	5	4	3	2	1	0
Klei (E)	6	5	4	2	1	0
Zware klei (U)	4	3	2	2	1	0

tabel 25: kwalitatieve waardering denitrificatie in terrestrische natte ecosystemen

GHG*	>50	45	40	35	30	25	20	15	10	5-0
Drainageklasse*	a, b, c		d			e	h		f	g, i
Bodemtextuur										
Zand (Z)	2	3	5	6	8	9	10	10	9	7
Leem (S)	1	3	4	5	7	8	9	9	8	6
Licht zandleem (P)	1	3	4	5	6	8	8	8	7	6
Zandleem (L)	1	2	3	4	5	6	7	7	6	5
Leem (A)	1	2	2	3	4	5	5	5	4	4
Klei (E)	1	2	3	4	4	5	6	6	5	4
Zware klei (U)	1	1	2	2	3	4	4	4	3	3

*Gebruik preferabel GHG. Indien deze informatie niet beschikbaar gebruikt u de drainageklasse.

Kwantitatieve waarderingFunctie voor moerasesystemen met duidelijke instroom (oppervlaktewater):

De verblijftijd wordt berekend door het volume (m³) te delen door het debiet (l/s) en dit om te zetten naar jaar.

$$\% \text{ verwijdering} = 88 * ((\text{diepte in m} / \text{verblijftijd in jaar})^{-0,368})$$

Dit % wordt vermenigvuldigd met de stikstofbelasting van het inkomende water om de absolute verwijdering te verkrijgen.

Functie voor oeverzones:

Denitrificatie in oeverzones kan eveneens met de formule van Seitzinger worden geschat. Specifiek voor oeverzones kan de verblijftijd dan als volgt worden geschat:

$$\text{doorstroming (cm per dag)} = \frac{(\% \text{ zand} * 50 + \% \text{ leem} * 25 + \% \text{ klei} * 5) * \frac{\text{breedte waterloop (m)}}{\text{breedte nuttige oeverzone (m)}} * \frac{\text{hoogteverschil (cm)}}{25 * \text{breedte waterloop (m)}}}{1}$$

Het % zand, leem en klei voor ieder bodemtype kan uit onderstaande tabel worden afgeleid.

tabel 26: % zand, leem, klei per bodemtextuurtype

Textuur	% zand	% leem	% klei
Zand (Z)	90	8	2
Lemig zand (S)	75	20	5
Licht zandleem (P)	60	35	5
Zandleem (L)	30	60	10
Leem (A)	5	85	10
Klei (E)	35	35	30
Zware klei (U)	15	35	50

De uitkomst van deze berekening, rekent u om naar maand per lopende meter. Dit doet u door 1m te delen door de uitkomst in meter en te vermenigvuldigen met 30 dagen. Deze omrekening vult u in de volgende formule (Seitzinger) in:

$$\% \text{verwijdering} = 23,4 * (\text{verblijftijd in maand})^{0,204}$$

Het percentage dat u bekomt past u toe op de stikstofbelasting van het inkomende water in de oeverzone. Het inkomende water berekent u door de berekende doorstroming om te zetten naar m en te vermenigvuldigen met de waterverzadiging van de bodem. Deze laatste term berekent u proportioneel aan de hand van de volgende tabel en de percentages uit tabel 26 (bijvoorbeeld bij een zandbodem (Z): 90% zand *195 +8% leem *250 +2% klei *275).

Vermenigvuldig deze met de stikstofbelasting die u vindt in het gebied.

tabel 27: waterverzadiging afhankelijk van bodemtextuur

bodemtextuur	verzadiging water (l/m ²)
zand	195
leem	250
klei	275

Functie voor waterbodems:

$$\% \text{verwijdering} = 23,4 * (\text{verblijftijd in maand})^{0,204}.$$

Het berekende percentage vermenigvuldigt u met de stikstofbelasting en het debiet van de waterloop.

Indien de verblijftijd niet kan berekend worden, kan ook gebruik gemaakt worden van volgende tabel:

tabel 28: denitrificatie in sedimenten van stromende wateren (mg N/m².d)

Nitraatconcentratie		<2,5 mg N/l	2,5 -5 mg N/l	>5-10 mg N/l
Prati Index	BBI			
0 tot 2	Slecht (< 3)	332	664	1327
0 tot 2	Matig (3-6)	415	829	1659
0 tot 2	Goed (7-10)	518	1037	2074
3 tot 6	Slecht (< 3)	648	1296	2592
3 tot 6	Matig (3-6)	810	1620	3240
3 tot 6	Goed (7-10)	972	1944	3888
7 tot 10	Slecht (< 3)	1166	2333	4666
7 tot 10	Matig (3-6)	1400	2799	5599
7 tot 10	Goed (7-10)	1680	3359	6718

*Prati-index voor zuurstofverzadiging (PIO): evaluatie van de toestand van de fysico-chemische kwaliteit van de oppervlaktewateren via de parameter 'opgeloste zuurstof' (zuurstofhuishouding).

**Belgische Biotische Index (BBI): evaluatie van de toestand van de oppervlaktewaterkwaliteit, waarbij de waterlopen als biotoop worden benaderd (biologische kwaliteit).

Terrestrische ecosystemen op natte bodems

tabel 29 en tabel 30 geven voor iedere grondwaterstand of drainageklasse de potentiële maximale denitrificatiegraad.

tabel 29: potentiële maximale denitrificatie in % verwijdering i.f.v. GHG/GLG

GHG	>50	45	40	35	30	25	20	15	10	5-0
GLG										
>50	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60
45		30	35	40	45	50	55	60	65	70
40			45	50	55	60	65	70	75	80
35				60	65	70	75	80	85	90
30					75	80	85	90	95	95
25						90	95	100	100	100
20							100	100	100	95
15								100	95	90
10									85	80
0-5										70

Pinay et al. 2007

tabel 30: potentiële maximale denitrificatie in % verwijdering i.f.v. drainageklasse

Drainageklasse	Lichte bodems: Z, S, P (%)	Zware bodems U, E, A, L (%)
a	15	15
b	15	15
c	15	15
d	25	15
e	45	35
f	80	80
g	70	70
h	45	35
i	60	60

Pinay et al. 2007

Bereken de maximale aanvoersnelheid op basis van drainageklasse (tabel 31) of GLG/GHG (tabel 32 of tabel 33) en corrigeer deze op basis van de bodemtextuur met behulp van tabel 34.

tabel 31: maximale aanvoersnelheid i.f.v grondwaterdiepte

Drainageklasse	Omschrijving	Aanvoersnelheid (mm/dag)
a, b, c, d	Droog tot matig nat	1
e, h, i	Nat tot zeer nat	2
f	Zeer nat	8
g	Uiterst nat	10

Pinay et al. 2007

tabel 32: maximale aanvoersnelheid i.f.v grondwaterstanden voor zware bodems (A, L, E, U)

GLG	0	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	90-100	100-110	110-120	>120
GHG	In mm/dag													
0-0	10	10	10	10	10	8	8	8	8	2	2	2	2	2
0-10		8	8	8	8	8	8	8	8	2	2	2	2	2
10-20			8	8	8	8	8	8	8	2	2	2	2	2
20-30				8	8	8	8	8	8	2	2	2	2	2
30-40					2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
40-50						2	2	2	2	2	2	2	2	2
50-60							1	1	1	1	1	1	1	1
60-70								1	1	1	1	1	1	1
70-80									1	1	1	1	1	1
80-90										1	1	1	1	1
90-100											1	1	1	1
100-110												1	1	1
110-120													1	1
>120														1

Pinay et al. 2007

tabel 33: maximale aanvoersnelheid in functie van grondwaterstanden voor lichte bodems (Z, S, P)

GLG	0	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	90-100	100-110	110-120	>120
GHG	In mm/dag													
0	10	10	10	10	10	8	8	8	8	2	2	2	2	2
0-10		8	8	8	8	8	8	8	8	2	2	2	2	2
10-20			8	8	8	8	8	8	8	2	2	2	2	2
20-30				2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
30-40					2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
40-50						1	1	1	1	1	1	1	1	1
50-60							1	1	1	1	1	1	1	1
60-70								1	1	1	1	1	1	1
70-80									1	1	1	1	1	1
80-90										1	1	1	1	1
90-100											1	1	1	1
100-110												1	1	1
110-120													1	1
>120														1

Pinay et al. 2007

tabel 34: correctie aanvoersnelheid i.f.v textuur

Bodemtextuur	Maximum aanvoersnelheid (mm/dag)			
	1	2	8	10
Zand (Z)	1	2	8	10
Lemig zand (S)	1	2	7	9
Licht zandleem (P)	1	2	7	8
Zandleem (L)	1	1	5	6
Leem (A)	1	1	4	5
Klei (E)	1	1	5	6
Zware klei (U)	0	1	3	4

Pinay et al. 2007

Bepaal vervolgens de stikstofbelasting van het aangevoerde grondwater.

U kunt de metingen van het MAP-meetnet gebruiken (<http://www.vmm.be/geoview/>). U kunt ook een berekening maken op basis van de landbouwteelten in omliggende gebieden tot een afstand van 2 km van het studiegebied (tabel 35). Als het studiegebied een landbouwgebied is, neemt u dit mee in de berekening (voor een verduidelijking zie illustratie).

tabel 35: kengetallen voor nitraatuitspoeling i.f.v. gewasgroep en bodemtextuur

Hoofddeelt	Teelt	Textuur	Bemesting	N-residu	% bemesting	% uitspoeling	uitspoeling (kg N/ha.i)
voedergewassen	grasland	Z, S	350	60	17%	54%	32
voedergewassen	grasland	P, L, A	370	67	18%	39%	26
voedergewassen	grasland	E, U	380	73	19%	32%	23
voedergewassen	voederbieten	Z, S	305	49	16%	61%	30
voedergewassen	voederbieten	P, L, A	330	55	17%	43%	24
voedergewassen	voederbieten	E, U	330	60	18%	35%	21
mais	mais	Z, S	205	86	42%	66%	57
mais	mais	P, L, A	220	96	44%	42%	40
mais	mais	E, U	220	105	48%	39%	41
granen, zaden en peulvruchten	wintergerst of graangewassen	Z, S	200	69	35%	61%	42
granen, zaden en peulvruchten	wintergerst of graangewassen	P, L, A	215	77	36%	43%	33
granen, zaden en peulvruchten	wintergerst of graangewassen	E, U	215	84	39%	35%	30
granen, zaden en peulvruchten	wintertarwe trititale	Z, S	250	80	32%	52%	42
granen, zaden en peulvruchten	wintertarwe trititale	P, L, A	264	89	34%	37%	33
granen, zaden en peulvruchten	wintertarwe trititale	E, U	265	98	37%	30%	29
groenten, kruiden en sierplanten	gewassen met lage stikstofbehoefte	Z, S	165	69	42%	61%	42
groenten, kruiden en sierplanten	gewassen met lage stikstofbehoefte	P, L, A	175	76	44%	43%	33

<u>Hooflteelt</u>	<u>Teelt</u>	<u>Textuur</u>	<u>Bemesting</u>	<u>N-residu</u>	<u>% bemesting</u>	<u>% uitspoeling</u>	<u>uitspoeling (kg N/ha.i)</u>
groenten, kruiden en sierplanten	gewassen met lage stikstofbehoefte	E, U	175	84	48%	35%	29
groenten, kruiden en sierplanten	groenten groep 2	Z, S	180	86	48%	61%	53
groenten, kruiden en sierplanten	groenten groep 2	P, L, A	180	96	53%	43%	41
groenten, kruiden en sierplanten	groenten groep 2	E, U	180	105	58%	35%	37
aardappelen	aardappelen	Z, S	280	111	40%	61%	68
aardappelen	aardappelen	P, L, A	280	124	44%	43%	53
aardappelen	aardappelen	E, U	280	136	49%	35%	48
suikerbieten	suikerbieten	Z, S	205	54	26%	61%	33
suikerbieten	suikerbieten	P, L, A	220	60	27%	43%	26
suikerbieten	suikerbieten	E, U	220	66	30%	35%	23
groenten, kruiden en sierplanten	groenten groep 3	Z, S	125	66	53%	61%	40
groenten, kruiden en sierplanten	groenten groep 3	P, L, A	125	74	59%	43%	32
groenten, kruiden en sierplanten	groenten groep 3	E, U	125	81	65%	35%	28
groenten, kruiden en sierplanten	groenten groep 1	Z, S	250	114	45%	61%	69
groenten, kruiden en sierplanten	groenten groep 1	P, L, A	250	126	50%	43%	54
groenten, kruiden en sierplanten	groenten groep 1	E, U	250	139	56%	35%	49

HOOFDSTUK 5 Regulerende diensten

<u>Hoofddeelt</u>	<u>Teelt</u>	<u>Textuur</u>	<u>Bemesting</u>	<u>N-residu</u>	<u>% bemesting</u>	<u>% uitspoeling</u>	<u>uitspoeling (kg N/ha.i)</u>
overige gewassen	andere gewassen	Z, S	200	90	45%	61%	55
overige gewassen	andere gewassen	P, L, A	215	100	46%	43%	43
overige gewassen	andere gewassen	E, U	215	110	51%	35%	38
granen, zaden en peulvruchten	andere leguminosen dan erwten en bonen	Z, S	120	39	32%	61%	24
granen, zaden en peulvruchten	andere leguminosen dan erwten en bonen	P, L, A	125	43	35%	43%	19
granen, zaden en peulvruchten	andere leguminosen dan erwten en bonen	E, U	125	48	38%	35%	17
granen, zaden en peulvruchten	erwten en bonen	Z, S	125	66	53%	61%	40
granen, zaden en peulvruchten	erwten en bonen	P, L, A	125	74	59%	43%	32
granen, zaden en peulvruchten	erwten en bonen	E, U	125	81	65%	35%	28

groenten groep 1: Bloemkool, groene selder, spruiten, witte kool, boerenkool, spitskool, prei, broccoli, romaneskool, witte selder, rodekool, savooikool, artisjok, Chinese kool, rabarber of aardbeien; groenten groep 2: Spinazie, courgettes, sla, vroege aardappelen, knolselder, peterselie, bieslook, basilicum, augurken, pompoenen, knolvenkel, koolrabi, paksoi of andere groenten die geen groenten van groep 1, geen groenten van groep 3 of geen teelt met lage stikstofbehoefte zijn; groenten groep 3: Wortelen, rapen, koolraap, rode biet, pastinaak, rammenas, radijs, mierikswortel, schorseneren, wortelpeterselie, asperges, erwten, bonen, dille, kervel, tijm, of andere kruiden, met uitzondering van peterselle, bieslook en basilicum; groenten met lage stikstofbehoefte: cichorei, witloof, fruit (uitz. aardbeien), sjalotten, uien en vlas

De absolute stikstofverwijdering wordt berekend door de stikstofbelasting van het inkomende grondwater (mg N/l of kg N/ha.j) afgeleid uit het MAP-meetnet of berekend aan de hand van de laatste kolom uit tabel 35 te vermenigvuldigen met de aanvoersnelheid (afgeleid uit tabel 31, tabel 32 of tabel 33 en tabel 34) en de verwijderingsgraad (percentage stikstofverwijdering) (tabel 29 of tabel 30)

De voorbeelden verduidelijken deze methoden.

Zeekust en estuaria

Voor kusthabitats en estuariene natuur hanteren we vaste kengetallen voor de absolute stikstofverwijdering per type gebied (Cox et al. 2004).

Intergetijdengebieden brak/zout: 107 kg N/ha.jaar

Intergetijdengebieden zoet: 176 kg N/ha.jaar

Voor andere types zeekust en estuaria hebben we geen kengetallen beschikbaar.

Monetaire waardering

Voor stikstof ligt de marginale reductiekost tussen 5€/kg N en 74€/kg N.

→ **Een voorbeeld**

Moeras met duidelijke instroom

Een moeras met een oppervlakte van 5000 m² en een gemiddelde waterdiepte van 1 m heeft een debiet van 10 l/s met een N-belasting van 5 mg N/l.

Kwantitatieve en monetaire waardering

Debiet = 10 l/s = 311.040 m³/jaar (delen door 1000 en vermenigvuldigen met 3600s*24u*360dagen)

Verblijftijd = 5000 m² * 1 m/311.040 m³/jaar = 0.0161 jaar

Verwijderingsrendement = $88 * [(1m/0.0161 \text{ jaar})^{-0.368}] = 19\%$

Stikstofbelasting = 10l/s * 5mg N/l * 3600s*24u*360 dagen / 1.000.000 = 1.555 kg/jaar

De jaarlijkse stikstofverwijdering door denitrificatie is dan 295 kg N/jaar (19%*1.555 kg N/jaar).

De monetaire waardering van deze verwijdering ligt tussen 1.475 €/jaar (295 kg/jaar * 5€/kg) en 21.830 €/jaar (295 kg/jaar*74€/kg).

Oeverzone

Een oeverzone met bodemtextuur P heeft een nuttige breedte van 5 m. Ze grenst aan een waterloop van 3 m breed. Het gemiddeld hoogteverschil op een afstand van 75 m is 60 cm. De stikstofbelasting van het water is 10 mg N/l.

Kwalitatieve waardering

De verhouding van de breedte van de waterloop met de breedte van de oeverzone is 0,6 (3/5). De bodemtextuur is P. De oeverzone heeft een score van 8 op 10.

Kwantitatieve waardering

We berekenen de verblijftijd per meter. Licht zandleem (P) bestaat uit 60% zand, 35% leem en 5% klei.

$$\begin{aligned} \text{Doorstroming} &= \frac{(\% \text{ zand} * 50 + \% \text{ leem} * 25 + \% \text{ klei} * 5)}{100} * \frac{\text{breedte waterloop (m)}}{\text{breedte nuttige oeverzone (m)}} * \frac{\text{hoogteverschil (cm)}}{25 * \text{breedte waterloop (m)}} \\ &= (0,60 * 50 + 0,35 * 25 + 0,05 * 5) * 3\text{m}/5\text{m} * 60\text{cm}/(25 * 3\text{m}) = 19 \text{ cm per dag} \end{aligned}$$

Om een volledige meter te doorstromen, zijn er 5,26 dagen verblijftijd nodig (1 dag/0,19 m). Omgerekend naar een verblijftijd in maand is dit 0,175 maand (gedeeld door 30 dagen).

Volgens de formule van Seitzinger is het verwijderingsrendement = $23,4 * 0,175^{0,204} = 16,5\%$ per meter.

Op basis van de bodemtextuur berekenen we de waterverzadiging: 218 l/m^2 ($60\% * 195 \text{ l/m}^2 + 35\% * 250 \text{ l/m}^2 + 5\% * 275 \text{ l/m}^2$).

Met een doorstroming van 19 cm per dag per meter is er een dagelijkse doorstroom van 41 l/dag ($0,19\text{m}/\text{dag} * 1 \text{ m} * 218 \text{ l/m}^2$).

Met een belasting van 10mg/l betekent dit een totale denitrificatie over de 5 m oeverzone van 244 mg/dag:

$$\% \text{ verwijderd over de 5 m} = 1 - (1 - 0,165)^5 = 59\%$$

$$\text{Totale N-belasting} = 41 \text{ l/dag} * 10 \text{ mg/l} = 410 \text{ mg/dag}$$

$$\text{Absolute verwijdering} = 59\% * 410 \text{ mg/dag} = 244 \text{ mg/dag} = 0,088 \text{ kg/jaar.}$$

Stel dat de oeverzone loopt langs 1 km rivier, dan bekomen we een absolute stikstofverwijdering van 88 kg/jaar. Dit is laag maar de vermindering in de concentraties is wel groot: van 10 mg/l naar 4 mg/l stikstofbelasting van het water.

Monetaire waardering

De monetaire waarde van deze verwijdering ligt tussen 440€/jaar en 6.510 €/jaar.

Waterbodems

Kwantitatieve en monetaire waardering

Een waterlooptraject van 1 m diep, 2 m breed en 5 km lang wordt belast met een debiet van 1000 l/s met een nitraatbelasting van 5 mg N/l.

De waterbodem heeft een retentie van 7.5 % (berekend volgens Formule van Seitzinger):

- Oppervlakte waterlooptraject = $2\text{ m} * 5000\text{ m} = 10.000\text{ m}^2 = 1\text{ ha}$
- Volume waterlooptraject = $2\text{ m} * 5000\text{ m} * 1\text{ m} = 10.000\text{ m}^3$
- Debiet 1.000 l/s = $2.592.000\text{ m}^3/\text{maand}$
- Verblijftijd in maanden = $\text{volume (m}^3) / \text{debiet (m}^3/\text{maand)} = 10.000\text{ m}^3 / 2.592.000\text{ m}^3/\text{maand} = 0,00386\text{ maanden}$
- Verwijderingsrendement = $23,4 * (0,00386)^{0,204} = 7,5\%$

Voor een gemiddelde nitraatbelasting van 5 mg N/l komt dit neer op een verwijdering van 11.664 kg N per jaar, in het waterlooptraject:

- Absolute retentie per liter = $5\text{ mg N/l} * 7,5\% = 0,375\text{ mg N/l}$
- Jaarlijks debiet = $1000\text{ l/s} * 3600\text{ s} * 24\text{ u} * 360\text{ dagen} = 31.104.000.000\text{ l/jaar}$
- Absolute retentie per jaar = $0,375\text{ mg N/l} / 1000000 * 31.104.000.000\text{ l/jaar} = 11.664\text{ kg N/jaar}$

De monetaire waardering voor de dienst denitrificatie van deze waterbodem ligt tussen 58.320 €/jaar en 863.136 €/jaar.

Wanneer geen verblijftijd kan berekend worden, kunnen we gebruik maken van de prati-index en de BBI. Op de website van de VMM vinden we voor de betreffende waterloop een prati-index van 7 en een BBI van 4. De belasting van het water is 5mg N/l. Uit tabel 28 schatten we een gemiddelde stikstofverwijdering van 2.799 mg N per m² per dag. Afgerond is dit 10.100 kg N/jaar.

Terrestrische ecosystemen op natte bodems

Kwantitatieve en monetaire waardering

Een weiland van 100 ha met een natte lemige bodem (drainageklasse d, bodemtextuur L) wordt verder vernat en omgezet naar een zeer nat bloem- en soortenrijk grasland dat niet bemest wordt (drainageklasse f). De omgeving bestaat uit een door boomgaarden en tuinbonen gedomineerd landbouwgebied. Binnen een straal van 2 km vinden we behalve grasland 151 ha stedelijk landgebruik, 628 ha fruitteelt en 377 ha tuinbonen (= totale oppervlakte van 1.256 ha). In percent is dit 8% grasland, 12% stedelijk landgebruik, 50% fruitteelt en 30% tuinbonen.

De **potentiële denitrificatiegraad** voor het gewone weiland is op basis van de drainageklasse d en bodemtextuur L 15%. Voor het niet-bemeste vernatte grasland (drainageklasse f) is dit 80% (zie tabel 30).

De **stikstofuitspoeling naar het grondwater** berekenen we als volgt:

- Gewoon weiland
De stikstofuitspoeling naar grondwater bedraagt voor meerjarige fruitteelt (gewas met lage stikstofbehoefte) 33 kgN/ha*j, voor tuinbonen (groenten groep III) 32 kgN/ha*j en voor grasland 26 kgN/ha*j. De gemiddelde stikstofuitspoeling naar het grondwater in de omgeving van het grasland bedraagt $(50\%*33 \text{ kgN/ha}^*j + 30\%*32 \text{ kgN/ha}^*j + 8\%*26 \text{ kgN/ha}^*j + 12\%*0 \text{ kgN/ha}^*j) = \mathbf{28 \text{ kg N/ha}^*jaar}$ (tabel 35).
- Bloem- en soortenrijk grasland
De stikstofbelasting in de omgeving verandert doordat het weiland wordt omgezet naar niet-bemest grasland als volgt: $(50\%*33 \text{ kgN/ha}^*j + 30\%*32 \text{ kgN/ha}^*j + 20\%*0 \text{ kgN/ha}^*j) = \mathbf{26 \text{ kg N/ha}^*jaar}$. (in niet-landbouwgebied en in bloemrijk grasland wordt de stikstofbelasting 0 verondersteld.)

De **maximale aanvoersnelheid** is in het weiland met drainageklasse d 1 mm/dag en in het vernalte grasland (drainageklasse f) 8 mm/dag (tabel 31). Hier passen we een correctiefactor op toe voor bodemtype L waardoor de werkelijke aanvoersnelheid in het weiland 1 mm/dag wordt en in het vernalte bloemenrijke grasland 5 mm/dag (tabel 34).

De uiteindelijke **absolute denitrificatie** bedraagt:

- Gewoon weiland
1mm/dag aanvoer van grondwater betekent $10\text{m}^3/\text{dag}$ per ha ($1\text{mm}/1000*10000\text{m}^2$)
Een uitspoeling van 28 kg N/ha is gelijk aan een concentratie van 0,0028 kg N/m³ (28/10000 in de eerste m))
Dit betekent een verwijdering van $0,0028 \text{ kg N/m}^3*15\%*10\text{m}^3/\text{dag}.ha = 0,042 \text{ kg N/dag}.ha$
Het weiland verwijderd 151 kg/jaar ($0,0042 *360 \text{ dagen} *100 \text{ ha}$).
- Bloem- en soortenrijk grasland
5 mm/dag aanvoer van grondwater betekent $50\text{m}^3/\text{dag}$ per ha ($5 \text{ mm}/1000*10000\text{m}^2$)
Een uitspoeling van 26 kg N/ha is gelijk aan een concentratie van 0,0026 kg N/m³ (26/10000 in de eerste m))
Dit betekent een verwijdering van $0,0026 \text{ kg N/m}^3*80\%*50\text{m}^3/\text{dag}.ha = 0,104 \text{ kg N/dag}.ha$
Het bloem- en soortenrijk grasland verwijderd 3744 kg/jaar ($0,104*360 \text{ dagen} *100 \text{ ha}$).

De stikstofverwijdering in het bloemenrijke vernalte grasland van 100ha neemt in absolute termen toe met 3.593 kg/jaar.

De monetaire waardering van deze verandering ligt tussen 17.965 € en 265.882 € per jaar.

5.3.5. WATERKWALITEIT: VERMEDEN UITSPOELING VAN NUTRIËNTEN NAAR WATER

→ Beschrijving

Net zoals er in levende biomassa een zekere fractie aan nutriënten aanwezig is, is deze fractie ook aanwezig in de strooisellaag en in de bodem. De nutriënten zijn gebonden aan het organisch materiaal. Hoewel deze nutriënten deel zijn van een cyclus van mineralisatie en immobilisatie blijft de hoeveelheid ervan onder ongewijzigde omstandigheden vrij constant. Bij een toename van de koolstofvoorraad zullen er bijkomend nutriënten worden geïmmobiliseerd. De toename van deze nutriëntenopslag door bijvoorbeeld vernalting kunnen we niet beschouwen als een vermeden uitspoeling naar water aangezien de nutriënten veelal van natuurlijke oorsprong zijn (nutriëntenkringloop uit biomassa) en vrijwel niet lekken naar grondwater.

Dit proces is een onderdeel van de ondersteunende dienst “bodenvorming”, die voor belang kan zijn voor de landbouwproductie.

Een daling van de N en P-voorraad ten gevolge van verdroging en/of landgebruiksconversie kunnen we echter wel beschouwen als een negatieve baat omdat het leidt tot N-uitspoeling naar het grondwater. Bij mineralisatie zal de stikstof vrijkomen onder de vorm van ammonium en vervolgens genitrificeerd worden. Een verlaging van de grondwatertafel zal dus zorgen voor een vrijstelling die gerelateerd kan worden aan een bijkomende mineralisatie door wijzigingen in de koolstofvoorraad. Ammonium bindt sterk aan kleideeltjes en zal weinig lekken naar het grondwater als er voldoende capaciteit voor kationenabsorptiecomplex is (kleigehalte). Bacteriën zullen vervolgens het ammonium nitrificeren. Nitraat is zeer mobiel in de bodem. Een deel zal opgenomen worden door vegetatie, maar als de nitraatgift de behoeften van de vegetatie overschrijdt zal het nitraat weglekken naar het grondwater. Indien er weinig klei en leem in de bodem aanwezig is kan ook ammonium weglekken naar het grondwater. Bij voldoende waterverzadiging (anaërobe omstandigheden) zal het gevormde nitraat verder denitrificeren en als stikstofgas verdwijnen uit de bodem.

In landbouwgrond overschrijdt de nitraatgift vaak de behoefte van de planten en zal er een uitspoeling zijn van stikstof naar grondwater of oppervlaktewater. Als landbouwgrond wordt omgezet naar natuur wordt er dus uitspoeling vermeden. Dit kan wel meegenomen worden als een baat.

Bij overstromingen komt water waarin N en P gebonden is aan organisch materiaal terecht in het overstromingsgebied. Een deel van het organisch materiaal sedimenteert. Hierdoor worden ook stikstof en fosfor begraven en verwijderd uit het water. Dit leidt tot een betere waterkwaliteit.

→ **Kwalitatieve waardering**

De stikstof gebonden in organisch materiaal is gerelateerd aan de koolstofopslag in de bodem. De C/N verhouding in de bodem wordt o.a. bepaald door de aard van het strooisel op de bodem. De input van groen materiaal (bladeren) naar de strooisellaag geeft aanleiding tot een lage C/N-verhouding. De input van houtig materiaal (schors, stengels) geeft aanleiding tot een hoge C/N-verhouding. De aanwezigheid van stikstoffixerende vegetatie zal de C/N-verhouding verlagen. Vlinderbloemigen zoals klaver en brem zijn in staat om stikstof te fixeren uit de lucht.

Voor de handleiding nemen we C/N-verhoudingen aan voor algemene vegetatietypes en voor de totale hoeveelheid organische stof tot op 1 meter diepte. In de praktijk kan de C/N-verhouding sterk afhankelijk zijn van specifieke lokale omstandigheden omdat ze beïnvloed wordt door specifieke vegetatie (aard van de strooiselproductie), beheer, waterhuishouding, externe nitraataanvoer (grondwater, depositie), bodemzuurtegraad en bodemtextuur. Er is hierdoor geen kwalitatieve waardering uitgewerkt.

→ **Kwantitatieve waardering**

Alle ecosystemen behalve stromend water, oeverzones en zeekust en estuaria.

In het hoofdstuk koolstofopslag in de bodem wordt de hoeveelheid koolstofopslag berekend per ecosysteem. Op basis van de C/N-verhoudingen in deze handleiding (tabel 36) kan de stikstofopslag

bepaald worden. Indien we aannemen dat er een gemiddelde N/P-verhouding is van 14-16, kunnen we de fosforopslag in de bodem afleiden als 1/15 van de stikstofvoorraad (Koerselman en Meuleman, 1996).

Bij vrijkomen van koolstof en stikstof uit de bodem kan berekend worden hoeveel deze vrijstelling bedraagt, maar we weten momenteel onvoldoende over het tijdsverloop van deze vrijstelling en hoeveel van deze vrijgekomen stikstof dan zal lekken naar het grondwater. Daarom is hier niet dieper op ingegaan in de handleiding.

Estuaria

In het kader van de MKBA actualisatie van het Sigmaphan werden twee fracties detritus⁴ gemodelleerd in het OMES-model: een snel afbreekbare en traag afbreekbare fractie. Het snel afbreekbaar materiaal accumuleert niet, maar accumulatie van traag afbreekbaar materiaal vindt wel plaats. In het gebruikte scenario voor het Sigmaphan werd de begraving van stikstof in aangelegde intergetijdengebieden geschat tussen 148 en 250 kg N/ha per jaar (Cox et al. 2004).

In het kader van dezelfde studie heeft men een literatuuronderzoek uitgevoerd naar de grootteorde van fosfaatretentie in groeiende slikken en schorren. Door sedimentatie en accumulatie van traag afbreekbaar materiaal bij intergetijdengebieden wordt fosfor uit het water verwijderd. Uit metingen bij de rivier de Elbe blijkt dat de begraving 4 tot 56 kg P per ha per jaar bedraagt (Dehnhart en Meyerhoff 2002).

→ **Monetaire waardering**

Aangezien deze dienst in de meeste ecosystemen een ondersteunende dienst is wordt deze niet monetair gewaardeerd. Echter wanneer er een afname van koolstof en daarmee gepaard een afname van stikstof en fosfor in de bodem plaatsvindt, kan deze beschouwd worden als een 'negatieve baat' en kan deze wel gemonetariseerd worden. Ook de vermeden uitspoeling van stikstof bij omzetting van landbouw naar natuur kan monetair gewaardeerd worden.

De begraving van stikstof en fosfor in intergetijdengebieden wordt wel monetair gewaardeerd omdat dit een rechtstreeks effect heeft op de waterkwaliteit van de waterloop.

Voor de monetaire waarde van stikstof- en fosforverwijdering baseren we ons op de marginale reductiekost. Deze bepalen we op basis van het Milieukostenmodel Water (Broekx et al. 2008). Het MKM Water is een instrument dat toelaat om te bepalen hoe milieudoelstellingen op een kostenefficiënte manier kunnen gehaald worden. Hierbij werden maatregelen beschouwd voor zowel industrie, huishoudens als landbouw. De kosten en effecten van deze maatregelen werden ingezameld in diverse voorbereidende studies. Met het MKM Water kunnen op een kwantitatieve wijze rangordes opgesteld worden tussen maatregelen in functie van hun kosteneffectiviteit (€/kg reductie).

Voor stikstof is deze marginale reductiekost 74 €/kg N en voor fosfor 800€/kg P. Dit zijn hoge waarden in vergelijking met de internationale literatuur. We gebruiken daarom deze waarden als bovengrens. Als ondergrens gebruiken we een gemiddelde van de laagste waardes uit recente literatuur namelijk 5 €/kg N en 80€/kg P (marginale reductiekost).

⁴ niet levend organisch materiaal

→ **Uitgangspunten**

- We veronderstellen de toename/afname van de stikstof- en fosforopslag op basis van de koolstofopslag/afname in de bodem.
- Omdat veel van de maatregelen uit het milieukostenmodel zowel stikstof als fosfor verwijderen en deze kost slechts eenmaal moet gemaakt worden, nemen we voorzichtigheidshalve enkel de hoogste waarde van ofwel stikstof ofwel fosfor mee.

→ **Te gebruiken cijfers**

Voor het berekenen van de totale jaarlijkse N opslag kan voor alle landgebruikstypes behalve landbouw de N-opslag en de P-opslag berekend worden op basis van de verhouding C/N/P.

tabel 36: samenvattende tabel met algemene C/N waarden voor organische stof in bodems per vegetatietype

Vegetatietype	Onder- en bovengrens	Centrale waarde
akker en weiland*	8-12	10
bloem- en soortenrijk grasland	10-14	12
loofbossen	15-25	20
gemende bossen	20-25	22
naaldbossen	25-30	27
Heide en vennen	25-35	30
rietmoerassen	25-35	30
moerassen (zeggen, ruigten)	15-25	20
eutrofe moerasbossen	15-20	17
mesotrofe moerasbossen	20-25	22
oligotrofe moerasbossen	25-30	27
veenmoerassen	25-35	30

(* voor akker en cultuurgrasland dient een extra corrigerende factor in rekening te worden gebracht voor N/P input via bemesting)

Indien wordt verondersteld dat de maximale koolstofopslag zoals berekend door Meersmans et al. (2008) bereikt wordt na 100 jaar, kan men theoretisch veronderstellen dat jaarlijks 2,5% van het verschil tussen huidige voorraad en maximale C-opslag wordt opgeslagen. Op basis van de C/N-ratio wordt de jaarlijkse stikstofopslag berekend. De fosforopslag wordt berekend als 1/15 van de stikstofopslag.

Als een landbouwgebied naar een niet-bemest natuurgebied wordt omgezet, kan men bijkomend de stikstofuitspoeling (tabel 35) beschouwen als een vermeden uitspoeling naar het water en deze beschouwen als onderdeel van de regulerende dienst waterkwaliteit.

Intergetijdengebieden: 148-250 kg N/ha en 4 tot 56 kg P/ha

Voor stikstof is de marginale reductiekost 5 € - tot 74 €/kg N en voor fosfor 80 € tot 800 €/kg P.

→ Een voorbeeld

We hernemen het voorbeeld van sectie 5.3.1 waar koolstofopslag in de bodem werd besproken. We veronderstellen een natuurinrichtingsproject waarbij een weiland van 150 ha op een bodem met textuur L wordt ingericht als 50 ha bos, 50 ha natuurlijk grasland en 50 ha moeras met poeltjes. We veronderstellen dat het moeras vooral bestaat uit zegge en ruigte. Het bos is een loofbos. Op basis van de koolstofopslag kan een inschatting gemaakt worden van de stikstof- en de fosforopslag volgens tabel 36.

In jaar 1 is dit verschil volgens de lage schatting: $(142,58 \text{ ton C/ha} - 45,03 \text{ ton C/ha}) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (grasland) + $(62,62 \text{ ton C/ha} - 45,03 \text{ ton C/ha}) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (bos) + $(4,27 \text{ ton C/ha.jaar} * 50 \text{ ha}) = 357,43 \text{ ton}$.

Indien dezelfde berekeningen gedaan worden met de hoge schatting (tabel 16) dan bedraagt de totale extra toename van de koolstofvoorraad in het ganse gebied: $(190,32 \text{ ton C/ha} - 111,1 \text{ ton C/ha}) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (grasland) + $(142,82 \text{ ton C/ha} - 111,1 \text{ ton C/ha}) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (bos) + $4,27 \text{ ton C/ha.jaar} * 50 \text{ ha}$ (moeras) = 352,18 ton

We berekenen de N en P opslag als volgt.

Laag, bovengrens C/N-ratio:

$(142,58 \text{ ton C/ha}/14 - 45,03 \text{ ton C/ha}/12) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (bloem- en soortenrijk grasland) + $(62,62 \text{ ton C/ha}/25 - 45,03 \text{ ton C/ha}/12) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (bos) + $(4,27 \text{ ton C/ha} / 25) * 50 \text{ ha}$ (moeras) + $0,026 \text{ ton N/ha} * 150 \text{ ha}$ (vermeden uitspoeling grasland tabel 35) = 18,92 ton N = 18.920 kg N en 1261 kg P (18920/15)

Hoog, ondergrens C/N-ratio:

$(190,32 \text{ ton C/ha}/10 - 111,1 \text{ ton C/ha}/8) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (grasland) + $(142,82 \text{ ton C/ha}/15 - 111,1 \text{ ton C/ha}/8) * 2,5\% * 50 \text{ ha}$ (bos) + $4,27 \text{ ton C/ha} / 15 * 50 \text{ ha}$ (moeras) + $0,026 \text{ ton N/ha} * 150 \text{ ha}$ (vermeden uitspoeling grasland tabel 35) = 19,11 ton N = 19.106 kg N en 1.274 kg P (19106/15).

In de monetaire waardering nemen we enkel de vermeden uitspoeling van het grasland mee zijnde van 19.500 €/jaar (3.900 kg stikstof * 5€/kg N) tot 288.600 € (3.900 kg stikstof * 74€/kg N) voor stikstof en van 20.800€/jaar (3.900 kg stikstof/15 * 80€/kg P) tot 208.000 €/jaar (3.900 kg stikstof/15 * 800 €/kg P). Omdat de vermeden reductiekosten gebaseerd zijn op de kosten voor maatregelen die zowel stikstof als fosfor kunnen verwijderen/vermijden, nemen we enkel het maximum van beide bedragen mee in de totale berekening. De overige opslag van N en P wordt beschouwd als een ondersteunende dienst en als dusdanig niet gemonetariseerd om dubbelstellingen met andere diensten te vermijden.

5.3.6. POLLINATIE EN ZAADVERSPREIDING

→ Beschrijving

Door te zorgen voor bestuiving leveren insecten – voornamelijk honingbijen en hommels – essentiële ecosysteemdiensten bij de teelt van hard en zacht fruit (zoals appels, peren, kersen, aardbeien), kasgroenten (bijvoorbeeld tomaten, aubergine, paprika) en bij de zaadteelt (bijvoorbeeld kool, sla, peen, ui). Ecosystemen kunnen belangrijk zijn voor bestuiving door de

aanwezigheid van habitats die geschikt zijn voor bestuivende insecten. Typische monocultuur gewassen zijn afzonderlijk onvoldoende geschikt voor het instandhouden van pollinatie. Het probleem bij monocultuur gewassen (en ook bijv. fruitteelt) is de massale, doch vaak zeer tijdelijke beschikbaarheid van nectar en pollen voor bestuivende insecten. Nabijheid van natuurlijke habitats met een voldoende diversiteit aan vegetatie kan hiervoor een oplossing bieden.

Op basis van de bestaande informatie kunnen we geen goed onderbouwde kengetallen opstellen voor de beoordeling van specifieke projecten. Analyses tonen wel het potentieel belang aan van pollinatie voor de fruit- en groententeelt in Vlaanderen. Deze baat is nauw verweven met landbouwproductie.

5.3.7. KRAAMKAMERS

→ Beschrijving

Kraamkamers zijn natuurlijke locaties waar jonge vissen kunnen opgroeien. Het zijn vaak ondiepe waters waar een rijke plantengroei aanwezig is en waar de vissen zich kunnen beschermen tegen de stroming en tegen predatoren. Typische kraamkamers vindt men langs glijoevers van meanderende rivieren, in ondiepe waterplassen in polders en moerasgebieden, in overstromingsgebieden, in kalme zijtakken van rivieren zoals een afgesneden meander of zijgrachten, etc. Kraamkamers zorgen voor een verhoging van de biodiversiteit doordat natuurlijke prooi-predator relaties in stand gehouden worden en de voortplantingsmogelijkheden voor vissen worden verbeterd. Het verbeteren van de paai- en kraamkamerfunctie van openbare waterlopen samen met andere maatregelen ter bestendiging van de visbestanden zou op termijn eventueel kunnen leiden tot een heropleving van de commerciële riviervisserij in Vlaanderen. Hieromtrent wordt momenteel echter nog weinig onderzoek gedaan.

Daarnaast kan een verbetering en toename van het aantal paaiplaatsen leiden tot de heropbouw van vispopulaties in kanalen en vijvers zodanig dat visuitzettingen voor de sportvisserij niet meer nodig zijn (Jacobs et al. 2010).

Voor deze dienst zijn geen methoden beschikbaar om kwantitatief en monetair te waarderen.

5.3.8. NATUURLIJKE PLAAG- EN ZIEKTEBESTRIJDING

→ Beschrijving

Sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw wordt in het streven naar een schone en duurzame landbouw naar alternatieven gezocht voor de rigoureuze chemische bestrijdingsmiddelen. Naast verfijning van de chemische middelen (minder breedwerkend, minder persistentie en zorgvuldige toepassing), is ook biologische plaagbestrijding een alternatief. Daarbij wordt ter bestrijding van de schadelijke organismen gebruik gemaakt van natuurlijke vijanden. Om de natuur als plaagbestrijder in de landbouw te laten werken, moet de mens voor goede randvoorwaarden zorgen. De natuurlijke vijanden van de plaagsoorten moeten in de omgeving van het te beschermen gewas kunnen overleven. Ze moeten er kunnen verblijven, zich voortplanten en overwinteren en er moet het hele jaar door voldoende voedsel zijn.

Het in beeld brengen van de economische betekenis van biologische plaagbestrijding kan op verschillende manieren. Het meest voor de hand liggend is na te gaan wat het verschil in voedselopbrengst is wanneer plagen chemisch dan wel biologisch worden bestreden. Daarbij moet vanzelfsprekend ook gekeken worden naar het verschil in kosten tussen de twee methoden, niet alleen voor de boer, maar ook voor de omgeving (kosten van grondwatervervuiling etc.) (uit: Melman en van der Heide, 2011). Deze baat is nauw verweven met landbouwproductie.



HOOFDSTUK 6. CULTURELE DIENSTEN

Culturele diensten zijn de immateriële geneugten die mensen putten uit ecosystemen door geestelijke verrijking, cognitieve ontwikkeling, recreatie en esthetische beleving. Natuur heeft voor mensen een belangrijke waarde: mensen kunnen genieten van het uitzicht, ze kunnen er in recreëren, mensen linken hun identiteit (sense of place) aan natuur en komen tot rust in de natuur. Daarnaast hechten mensen ook een waarde aan natuurlandschappen omdat het open ruimte en natuurwaarden vrijwaart voor zichzelf en voor anderen, voor de toekomstige generaties en omdat het een habitat biedt voor verschillende plant- en diersoorten (niet-gebruikswaarde).

Alle culturele diensten kunnen gezamenlijk gewaardeerd worden via uitgedrukte voorkeuren of apart dienst per dienst conform de producerende en regulerende diensten.

6.1. CULTURELE DIENSTEN GEWAARDEERD VIA UITGEDRUKTE VOORKEUREN

→ Beschrijving

Culturele diensten kunnen gewaardeerd worden op basis van de uitgedrukte voorkeursmethode. Deze methode vraagt naar de betalingsbereidheid (BTB) van mensen, met andere woorden wat mensen in geldtermen uitgedrukt willen opgeven om natuur te verkrijgen. Mensen drukken een betalingsbereidheid uit om verschillende redenen, zowel om natuur te gebruiken voor bijvoorbeeld recreatie als wegens het loutere bestaan ervan (niet-gebruikswaarde). Deze waarde is sterk afhankelijk van de kenmerken van het gebied zelf, maar ook van de afstand van het gebied tot de woonplaats, de hoeveelheid natuur die iemand in zijn omgeving al heeft, het inkomen waarover het huishouden beschikt en andere kenmerken van de huishoudens.

Voor verschillende typen projecten werden voorkeuren bevestigd en dit heeft geleid tot verschillende functies, die elk afzonderlijk kunnen gebruikt worden voor een project waar dit het meest bij aansluit. De functies zijn niet onderling niet combineerbaar, maar wel optelbaar met de resultaten van de producerende en regulerende diensten.

→ Achtergrond en verschil met vorige versie van natuurwaardeverkenner

De waarderingsfunctie (Liekens et al. 2013) beschreven in de eerste versie van deze handleiding riep nog heel wat vragen op bij het gebruik zoals:

- Hoe robuust is deze functie? Hoe stabiel zijn de resultaten in de tijd?
- Hoe gaan we om met het feit dat het kappen van naaldbos voor de aanplant van heide of loofbos in deze functie een negatief effect heeft op de culturele diensten?
- Leidt het optellen van de totale culturele waarde bij de resultaten van de regulerende diensten tot dubbeltellingen of niet?

Om aan deze onduidelijkheden tegemoet te komen werd beslist om enkele bijkomende bevestigingen te doen voor specifieke gebieden.

De resultaten van de bijkomende bevestigingen bevestigen de robuustheid van de functie maar hebben ook geleid tot een aantal aanpassingen in de toepassing ervan.

De stabiliteit doorheen de tijd werd getest door dezelfde mensen een jaar later nog eens dezelfde bevestiging voor te leggen. Uit de analyse van de resultaten blijkt dat de parameters dezelfde grootteorde hebben en dat de betalingsbereidheid binnen dezelfde betrouwbaarheidsintervallen valt. We gebruiken deze om een lage en hoge schatting te bepalen (Schaafsma et al.2013 in review).

Bos werd in de eerste bevestiging uit 2009 hoger gewaardeerd dan heide. In de bevestiging werd het type bossen echter niet gespecificeerd. In de praktijk wordt in veel projecten naaldbos omgezet naar meer waardevolle natuur zoals inheems loofbos of heidegebied. Volgens de eerste versie van de natuurwaardeverkenner zou er geen betalingsbereidheid zijn voor deze wijziging of zelfs een negatief effect zijn in geval van omzetting naar heide. Uit verschillende bevestigingen die specifiek ingaan op de omvorming van naaldbos naar loofbos of heide blijkt dat er wel degelijk een positieve betalingsbereidheid is voor de omzetting van een weinig ecologisch waardevol naaldbos naar een loofbos of een heidegebied. Andere omzettingen van naaldbos gebeuren in de praktijk zelden. Daarom wordt voor deze verandering in landgebruik een aparte functie opgenomen in de handleiding. De oorspronkelijke functie wordt voor deze situatie niet meer gebruikt.

Er was onduidelijkheid over wat betalingsbereidheid voor nieuwe natuur juist omvat. Bij de nieuwe bevestigingen naar hun betalingsbereidheid gaf een kwart van de respondenten aan ook rekening te houden met de regulerende diensten. Dit geeft dus aan dat er wel een overlap kan zijn, maar dat er voor de meeste respondenten dus geen overlap is met de waarde voor regulerende diensten. Daarom werd in overleg met verschillende experts beslist dat de functies voor betalingsbereidheid enkel gebruikt worden om de totale waarde van de culturele diensten te berekenen, en niet de totale economische waarde. Ze zal overlappen met de waarde voor sommige regulerende diensten, maar deze dubbel telling is dus tamelijk klein.

Tot slot werden in 2008 en 2011 ook bevestigingen uitgevoerd specifiek voor verbeteringen aan waterlopen. Ook hiervoor is bijkomend een waarderingfunctie opgenomen.

6.1.1. FUNCTIE 1: AANLEG NIEUWE NATUUR OF VERDWIJNEN VAN NATUUR**→ Beschrijving**

De waarde van deze functie geeft een schatting van de waarde voor de culturele diensten van een omzetting van een landbouwecosysteem naar een natuurecosysteem. De functie kan bij benadering ook gebruikt worden voor het verdwijnen van natuur ten voordele van infrastructuur, maar dit geeft een onderschatting van de waarde, omdat enerzijds het verdwijnen van iets bekends klassiek als meer ingrijpend wordt ervaren, en anderzijds het bijkomende verlies aan belevings- en overdrachtswaarde van landbouw naar stedelijk landgebruik niet is meegerekend.

Functie 1 kan ook gebruikt worden om veranderingen in landgebruik die niet in een andere functie worden aangeboden te waarderen binnen een natuurgebied bijv. heide naar grasland, heide naar bos... .

Benodigde inputgegevens:

- % van de verschillende ecosystemen in het gebied
- % hoge soortenrijkdom: geef hiermee aan of het gebied een gezond ecosysteem zal hebben of als het zeldzame soorten in Vlaanderen (rode lijstsoorten) bevat. Indien geen van deze beide voorwaarden geldt, geeft u 0% aan. Indien aan één van beide voorwaarden is voldaan voor het hele gebied, geeft u 100% in. Indien dit slechts geldt voor een gedeelte van het gebied geeft u aan voor welk percentage (oppervlakte) van het gebied dit geldt. Het percentage geeft geen schatting van de graad van biodiversiteit weer. Bij een bestaand gebied kan u eventueel de Biologische WaarderingsKaart (BWK) raadplegen (code w, wz of z of overlay met belangrijke fauna is een indicatie van hoge soortenrijkdom).
- Aanwezigheid van wandel- en fietspaden: geef aan of het gebied toegankelijk is/zal zijn via paden (wandel, fiets, ruiter). Indien slechts een deel van het gebied toegankelijk is via paden, geef dan aan welk percentage van de oppervlakte.
- Aangrenzende omgeving: met aangrenzende omgeving bedoelen we het landgebruik waaraan het te ontwikkelen natuurgebied grenst. Indien één van de mogelijke types sterk overheerst, vul daar dan 100% in en 0% bij de rest. Indien het natuurgebied grenst aan meerdere types, die geen van allen dominant zijn, geef dan het aandeel van de types in de totale omgeving aan. Voorbeeld: voor een gebied met een omtrek van 5 km dat wordt begrensd door 1,5 km landbouw, 1,5 km woongebied en 2 km natuur, vult u dan 30% in bij landbouw, 30% in bij bewoning en 40% bij natuur. De som moet 100% zijn.
- Lijst van gemeenten in een straal van 50 km rond het studiegebied (afstand in vogelvlucht tussen het middelpunt van het gebied en het middelpunt van de gemeente mag maximaal 50 km zijn) (de webtool berekent dit automatisch).

→ Onderbouwing van de functie

De betalingsbereidheid voor de omzetting van akker/weiland (dat in de bevraging verondersteld werd geen natuurwaarde te hebben en niet toegankelijk te zijn) naar een natuurgebied werd bevraagd in een grootschalige enquête in 2009 waarbij een keuze-experiment werd uitgevoerd. Voor meer details over de bevraging en de resultaten verwijzen we naar Liekens et al. 2009.

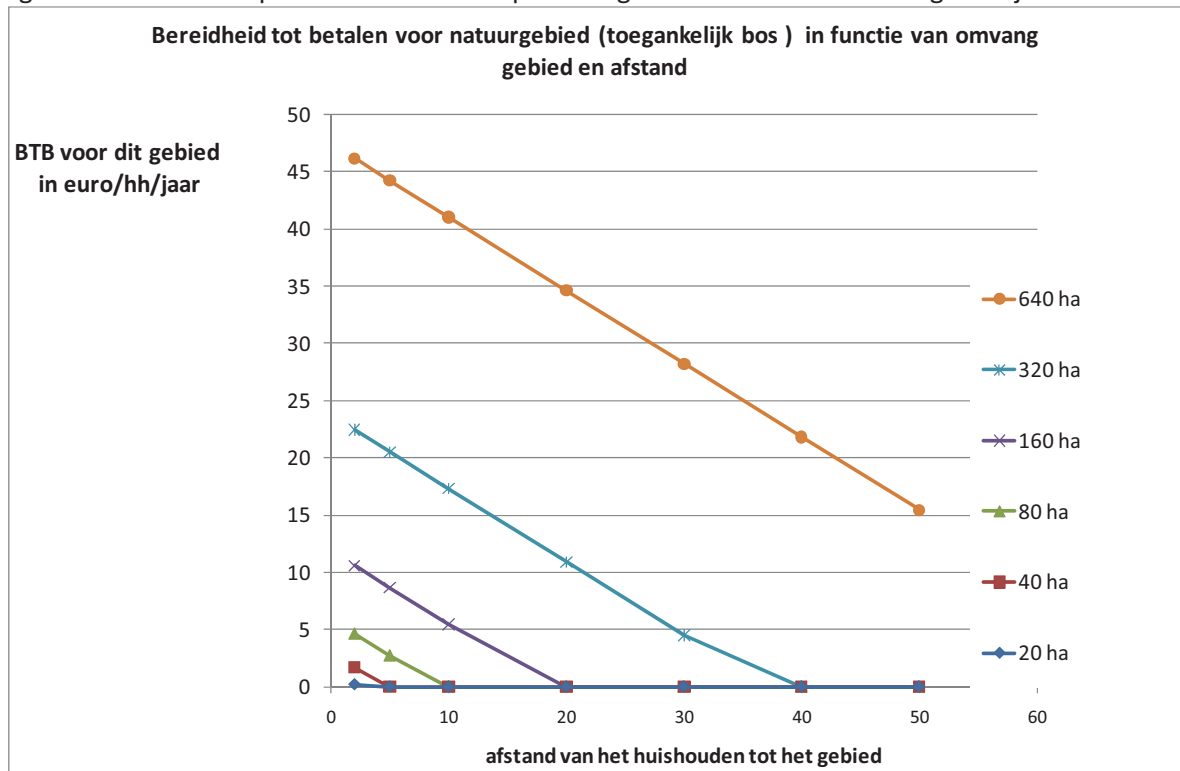
De literatuur leert ons dat de aanwezigheid van substituten, met andere woorden de aanwezigheid van bestaande natuur in de nabije omgeving, de betalingsbereidheid voor bijkomende natuur beïnvloedt. Dit geldt duidelijk voor de gebruikswaarde voor natuur, bijvoorbeeld voor recreatie. Hoe meer natuur voor recreatie beschikbaar is, hoe minder de betalingsbereidheid is voor bijkomende natuur. Iemand die bijvoorbeeld omringd is door bossen zal relatief genomen minder wensen te betalen voor een bijkomend bos dan iemand die geen bos in zijn onmiddellijke omgeving heeft. Ook zal iemand voor één extra bos een bepaalde betalingsbereidheid hebben, maar voor een tweede extra bos zal deze waarschijnlijk lager zijn. Hoeveel lager is niet zo duidelijk. Als men de functie wil toepassen voor verschillende gebieden loopt men snel tegen budgetbeperkingen aan. Het is minder duidelijk in welke mate en op welke wijze dit geldt voor de niet-gebruikswaarde zoals overdrachtswaarde. We vonden geen statistisch significante indicator om deze effecten mee te nemen in de functie. Verder tonen de resultaten dat mensen een heel hoge betalingsbereidheid per hectare hebben voor een klein gebied, maar dat die betalingsbereidheid per hectare snel zakt naarmate het gebied groter wordt.

Om rekening te houden met bovenstaande argumenten ontwikkelden we een pragmatische aanpak die gebaseerd is op de informatie die mensen ons gegeven hebben over hun bereidheid om meer te betalen voor natuur met bepaalde kenmerken (afhankelijk van type natuur, mate van toegankelijkheid, omgeving, soortenrijkdom), en op het feit dat uit de resultaten blijkt dat mensen 0,05€ extra willen betalen per bijkomende hectare ongeacht de kenmerken van het gebied.

Functie 1 wordt zo geschaald dat als men de functie invult voor een theoretisch gebied van 1 ha, met gemiddelde waarden voor de bepalende parameters (bijv. voor één zesde bos, voor één zesde grasland etc.) het gebied wordt gewaardeerd aan €0,05 per huishouden (hh) per jaar (voor een gemiddeld huishouden). De waarde voor een meer aantrekkelijk gebied (een bos, met hoge soortenrijkdom, met wandel- en fietspaden en naast een natuurgebied) wordt dan geschat op €0,0708/hh.j. De waarde van een gemiddeld huishouden voor een hectare minder aantrekkelijk gebied (grasland met lage biodiversiteit, niet toegankelijk en naast een industriegebied) wordt dan geschat op €0,0276/hh.j. Op deze wijze wordt de belevings- en overdrachtswaarde van het meest waardevolle natuurgebied (vanuit deze groep van waarden) dus zo'n 2,7 keer hoger geschat dan het minst waardevolle.

Een belangrijke discussie die een grote impact heeft op de waarde, is het vastleggen voor welke huishoudens betalingsbereidheid van toepassing is. We passen deze functie toe op alle huishoudens binnen een straal van 50 km. De BTB voor extra natuur daalt wel in functie van de afstand en de omvang van het gebied. Gemiddeld daalt de BTB met €0,63 per kilometer afstand tussen woonplaats en gebied ten opzichte van de berekende betalingsbereidheid zoals in bovenstaande paragraaf beschreven, vermenigvuldigd met het aantal ha. Onderstaande figuur illustreert hoe het afstandsverval voor één gebied met bepaalde kenmerken (een toegankelijk bos met hoge soortenrijkdom) de betalingsbereidheid beïnvloedt voor verschillende oppervlakten van het gebied. De rode lijn illustreert dat voor een gebied met een omvang van 40 ha de BTB vervalt tot 0 vanaf een afstand van ongeveer 5 km. Voor een gebied dat dezelfde kenmerken heeft maar dat 320 ha groot is, vervalt de BTB op een afstand van 38 km. Enkel voor gebieden van meer dan 500 ha schatten we dat er op 50 km afstand nog een positieve BTB is. Deze benadering is consistent met de kennis van recreatieve gebruikswaarde van natuur, waarbij kleinere gebieden enkel een lokaal belang hebben, terwijl grotere gebieden een bovenlokaal belang hebben.

figuur 5: illustratie impact afstandsverval op betalingsbereidheid voor een toegankelijk bos

→ **Uitgangspunten**

- In de oorspronkelijke bevraging hadden de respondenten de keuze uit één type ecosysteem. In realiteit zal een gebied vaak uit verschillende ecosystemen bestaan. Met de eventuele meerwaarde van variatie in een gebied wordt geen rekening gehouden.
- Pioniervegetaties worden apart onderscheiden in deze functie, maar komen niet standaard voor bij landgebruik en de vegetatietypes. Pioniersvegetatie ontstaat op kale bodem. Er wordt een schaarse begroeiing teruggevonden, met soms een aantal zeldzame planten, bloemen en insecten. Deze plaatsen zijn broedplaatsen voor verschillende vogels. De bodem moet af en toe opnieuw worden vrijgemaakt, anders evolueert het gebied tot een grasland en vervolgens tot ruigte en uiteindelijk bos.
- Zeekustduinen komen in de oorspronkelijke bevraging niet voor. Als de functie hiervoor wordt gebruikt, dan wordt de onzekerheid op de uitkomst groter.
- Als we deze functie gebruiken om een verandering in ecosystemen binnen een natuurgebied te waarderen, dan maken we de veronderstelling dat beide gebieden worden aangelegd op akker/weiland. De resultaten van beide berekeningen worden dan van elkaar afgetrokken.

→ **Te gebruiken functies**

Lage schatting:

BTB= (0,034 * pioniervegetatie + 0,025 * estuarium + 0,025 * bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten + 0,045 * bossen en struiken + 0,037 * moerassen en stilstaande wateren + 0,037 * heide en landduinen + 0,0072 * soortenrijkdom – 0,00013* indien hoge soortenrijkdom * leeftijd + 0,0098 * aanwezigheid wandel- en fietspaden + 0,0018 * natuurlijke omgeving + 0,0016 * bebouwde omgeving – 0,0051 * industriële omgeving + 0,0000024 * inkomen – 0,014 * % vrouwen + 0,029 * % lidmaatschap) * omvang in hectare-0,68 *afstand in km

De BTB is groter of gelijk aan nul (ze kan niet negatief zijn).

Hoge schatting:

BTB= (0,042 * pioniervegetatie + 0,033 * estuarium + 0,033* bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten + 0,053 * bossen en struiken + 0,046 * moerassen en stilstaande wateren + 0,046 * heide en landduinen + 0,010 * soortenrijkdom – 0,000085 * indien hoge soortenrijkdom * leeftijd + 0,011 * aanwezigheid wandel- en fietspaden + 0,0032 * natuurlijke omgeving + 0,0031 * bebouwde omgeving – 0,0040 * industriële omgeving + 0,0000047 * inkomen – 0,0093 * % vrouwen + 0,038 * % lidmaatschap) * omvang in hectare-0.57 *afstand in km

En BTB is groter of gelijk aan nul.

Benodigde inputgegevens:

<i>Factor</i>	<i>Voorwaarde</i>	<i>Wat moet ingevuld worden</i>
Landgebruik: - pioniervegetatie - estuaria - bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten - bossen en struiken - moerassen en stilstaande wateren - heide en landduinen	<i>als afwezig</i> <i>als aanwezig en dominant</i> <i>als meerdere ecosystemen</i>	<i>0</i> <i>1</i> <i>aandeel van elke type uitgedrukt als een getal tussen 0 en 1 (met 100% = 1)</i>
Soortenrijkdom	<i>geen gezond ecosysteem en zonder beschermde soorten</i> <i>gezond ecosysteem of met beschermde soorten</i>	<i>0</i> <i>1</i> <i>bij meerdere gebieden met zowel lage als hoge: aandeel uitgedrukt als een getal tussen 0 en 1 (met 100% = 1)</i>
Leeftijd	<i>als soortenrijkdom hoog *</i>	<i>gemiddelde leeftijd van de inwoners >18 jaar</i>
Aangelegde wandel- en fietspaden	<i>afwezig</i> <i>aanwezig</i>	<i>0</i> <i>1</i>
Aangrenzende omgeving - Natuurlijke omgeving - Bebouwde omgeving - Industriële omgeving	<i>als het er niet aan grenst</i> <i>als het er aan grenst</i> <i>als het grenst aan meerdere types landschap</i>	<i>0</i> <i>1</i> <i>aandeel van elke type uitgedrukt in getal tussen 0 en 1 (met 100% = 1)</i>
Inkomen		<i>gemiddeld maandelijks netto gezinsinkomen in de gemeente in €/mnd</i>
%vrouwen		<i>aandeel vrouwen in de gemeente in % (met 100%=1)</i>
% lidmaatschap		<i>aandeel leden van natuur- en milieuorganisaties in de gemeente in %**</i>
Omvang		<i>Aantal ha van het totale studiegebied</i>
Afstand		<i>kortste afstand van centrum gemeente tot centrum gebied in km</i>

** is niet relevant bij een lage soortenrijkdom*

*** of bij benadering het cijfer voor Vlaanderen: 8% in 2010*

U bepaalt dus de volgende gegevens:

- **Ecosysteem** (pioniervegetatie, estuaria, bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten, bossen en struiken, moerassen en stilstaande wateren, heide en landduinen): U kunt het ecosysteem eventueel bepalen aan de hand van de BWK-code (zie bijlage) - vul een 1 achter de desbetreffende parameter en zet de andere op nul. Als het gebied uit meerdere ecosystemen bestaat, moet u bepalen welk ecosysteem het meest toepasselijk is. Zijn in het gebied grote delen (minstens 10 ha) verschillend, dan kan u voor elk ecosysteem in plaats van 1 de verhouding tot het geheel invullen. Bijvoorbeeld: 50 ha groot gebied waarvan 25 ha slik en schor (estuaria) en 25 ha natte bossen. Vul dan achter parameter bos $\frac{1}{2}$ in en achter parameter slik en schor ook $\frac{1}{2}$. De andere parameters zet u op nul.
Andere landgebruiken dan opgenomen in de functie:
Het ecosysteem "rivier" wordt berekend in functie 4.
Zeekustecosystemen (duinen) kunnen eventueel ingevuld worden bij heide en landduinen.
- **Soortenrijkdom**: vul een 1 in als het gebied een gezond ecosysteem is of als het beschermde soorten in Vlaanderen (bijv. rode-lijstsoorten) bevat. Indien geen van deze beide voorwaarden geldt, vul dan 0 in. Bij meerdere ecosystemen waarbij sommige een hoge soortenrijkdom bezitten en andere niet: vul achter de parameter het aandeel hoge soortenrijkdom ten opzichte van de totale omvang in bijv. 100 ha van het 200 ha grote gebied heeft een hoge soortenrijkdom: vul 0,5 in.
- **Aanwezigheid paden**: indien er betreedbare paden (wandel, fiets, ruiter) aanwezig zijn in het gebied, vul dan 1 in. Indien geen paden in het gebied aanwezig zijn (ook al kan men er op zich wel in) vul dan 0 in.
- **Aangrenzende omgeving**: aan welke soort omgeving grenst het natuurlandschap overwegend (of zal het grenzen):
 - aangrenzend aan bebouwing (woonzone): zet de parameter bebouwde omgeving op 1, de parameters industriële omgeving en natuurlijke omgeving op 0.
 - aangrenzend aan industrie: zet de parameter industriële omgeving op 1, de parameters bebouwde omgeving en natuurlijke omgeving op 0.
 - aangrenzend aan bestaande natuur: zet de parameter natuurlijke omgeving op 1, de parameters industriële omgeving en bebouwde omgeving op 0.
 - aangrenzend aan landbouwgebied: dit is het startniveau van de functie dus zet de parameters industriële omgeving, bebouwde omgeving en natuurlijke omgeving op 0.

Indien het landschap grenst aan meerdere types verschillend van landbouw, vul dan proportioneel de desbetreffende parameters in. Als een gebied bijvoorbeeld grenst aan zowel bebouwing als industrie, vul dan $\frac{1}{2}$ in bij bebouwde omgeving en $\frac{1}{2}$ bij industriële omgeving.

- **Omvang:** bepaal de totale omvang van het studiegebied in ha.
- **Afstand tot gemeentes en parameters per gemeente:** Vul per gemeente de waarderingsfunctie in met bovenstaande parameters en de volgende specifieke gemeenteparameters:
 - afstand: de afstand van het midden van de gemeente tot het middelpunt van het gebied in km (in vogelvlucht of beter nog over de weg, afhankelijk van de tot uw beschikking zijnde GIS-tools)
 - percentage vrouwen (bijv. 50% = invullen 0,5)
 - gemiddelde maandelijkse beschikbare gezinsinkomen: gemiddeld voor Vlaanderen is dit 3.035€ (2010)
 - gemiddelde volwassen leeftijd (vanaf 18 jaar): leeftijd speelt geen rol als de soortenrijkdom laag is, in dat geval hoeft dit niet opgezocht te worden want dan wordt deze parameter op 0 gezet. Gemiddelde voor Vlaanderen: 48 jaar
 - percentage van de huishoudens dat lid is van een natuur- of milieuorganisatie: voor Vlaanderen is dit gemiddeld 8%.

Deze gegevens zijn terug te vinden op de website van de Studiedienst van de Vlaamse regering (<http://www4.vlaanderen.be/dar/svr/Cijfers/Pages/Excel.aspx>) of op die van de FOD economie (<http://statbel.fgov.be/nl/statistieken/cijfers/index.jsp>). Indien u dit nog meer gedetailleerd wenst uit te rekenen, kan u gebruik maken van de statistische sectoren⁵. Ook deze informatie is op de website van de Studiedienst van de Vlaamse Regering te vinden. U gaat dan op dezelfde manier te werk.

Voor het percentage lidmaatschap baseert u zich best op de survey sociaal-culturele verschuivingen die de Studiedienst van de Vlaamse Regering jaarlijks uitvoert. De laatste jaren lag het aantal leden van natuur- en milieuorganisaties rond de 8%. Op basis van een mededeling van Natuurpunt kan men ervan uitgaan dat dit evenredig verdeeld is over de gemeenten.

De waarden per gemeente vermenigvuldigt u met het aantal huishoudens in deze gemeente. Het aantal huishoudens vindt u terug op de website van de studiedienst van de Vlaamse regering: http://www4.vlaanderen.be/dar/svr/cijfers/Exceltabellen/demografie/5_Huishoudens/2_Gemeenten/1_Huishoudens_per_gemeente.xls U kunt ook gebruik maken van de exceltabel bij de achtergronddocumenten op de website van de natuurwaardeverkenner waarin alle benodigde cijfers van 2010 zijn vermeld (www.natuurwaardeverkenner.be).

Als u al deze waarden optelt, bekomt u de totale jaarlijkse betalingsbereidheid voor het scenario.

Door deze methode houdt u niet alleen rekening met de bevolkingskenmerken die een invloed hebben op de betalingsbereidheid, maar ook met de afstand van de huishoudens tot het gebied.

⁵ Een statistische sector is de kleinste territoriale basiseenheid gecreëerd door het Belgische Nationaal Instituut voor de Statistiek waarvoor nog socio-economische statistieken worden opgesteld. Anno 2007 waren er in België 19.781 statistische sectoren.

Dit is essentieel aangezien de betalingsbereidheid daalt naarmate de afstand tot het gebied stijgt. In plaats van de berekening te doen voor alle gemeenten binnen een straal van 50 km, kan u de afstand berekenen waarop de functie op nul valt (zie einde voorbeeld). U berekent dan de functie voor alle gemeenten binnen deze afstand. Deze afstand berekent u door de gemiddelden voor Vlaanderen in te vullen in de functie en wiskundig de functie op te lossen voor een afstand waarop de functie gelijk is aan 0.

Uiteraard kunt u ook de tool het zoek- en rekenwerk laten doen. De webtool zoekt automatisch deze gegevens voor alle gemeenten binnen een straal van 50 km en berekent dan de functies.

→ **Een voorbeeld**

Een infrastructuurproject zorgt ervoor dat een moeras nabij Mechelen volledig verdwijnt. Dit moeras heeft de volgende kenmerken: een oppervlakte van 100 ha, geen paden in het gebied, hoge soortenrijkdom, grenzend aan landbouwgebied. Het gebied moet gecompenseerd worden.

Er worden 2 gebieden van 50 ha aangelegd, bos en moeras, met paden in het bos en een hoge soortenrijkdom. Het bos grenst voor een deel aan bewoond gebied (75% grenzend aan landbouwgebied, 25% bewoond gebied). Het moeras grenst aan de Dijle (75% omringd door bestaande natuur, 25% door landbouwgebied).

We bepalen de afstanden waarop de functies 0 worden (met een max. van 50 km) en berekenen de volgende formules voor elke gemeente die binnen de respectievelijke afstand valt. In dit voorbeeld berekenen we enkel de belevings- en overdrachtswaarde voor Mechelen.

Kwantificering: aantal huishoudens in Mechelen: 34.319 huishoudens

De gemiddelde volwassen leeftijd is 46,8, het gemiddelde huishoudinkomen bedraagt 3021€/maand en 51% van de bevolking is vrouwelijk. 8% van de huishoudens is lid van een natuur- of milieuvereniging.

De mensen wonen gemiddeld 5 km van het te verdwijnen moeras af.

Ze wonen gemiddeld 2 km van het aan te leggen bos/moeras. (dit zijn fictieve cijfers).

Lage schatting BTB/huishouden in Mechelen voor het te verdwijnen moeras:

$$\begin{aligned}
 \text{BTB} &= (0,034 * \text{pioniervegetatie} + 0,025 * \text{estuarium} + 0,025 * \text{bloem- en soortenrijke graslanden en} \\
 &\text{ruigten} + 0,045 * \text{bossen en struiken} + 0,037 * \text{moerassen en stilstaande wateren} + 0,037 * \text{heide} \\
 &\text{en landduinen} + 0,0072 * \text{soortenrijkdom} - 0,00013 * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + 0,0098 * \\
 &\text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} + 0,0018 * \text{natuurlijke omgeving} + 0,0016 * \text{bebouwde} \\
 &\text{omgeving} - 0,0051 * \text{industriële omgeving} + 0,0000024 * \text{inkomen} - 0,014 * \% \text{ vrouwen} + 0,029 * \\
 &\% \text{ lidmaatschap}) * \text{omvang in hectare} - 0,68 * \text{afstand in km} \\
 \\
 &= 0,034 * 0 + 0,025 * 0 + 0,025 * 0 + 0,045 * 0 + 0,037 * 1 + 0,037 * 0 + 0,0072 * 1 - 0,00013 * 46,8 \\
 &+ 0,0098 * 0 + 0,0018 * 0 + 0,0016 * 0 - 0,0051 * 0 + 0,0000024 * 3021 - 0,014 * 0,51 + 0,029 * \\
 &0,08) * 100 - 0,68 * 5 \\
 \\
 &= 0,66 \text{ € per huishouden per jaar}
 \end{aligned}$$

Hoge schatting BTB/huishouden in Mechelen voor het te verdwijnen moeras:

$$\text{BTB} = (0,042 * \text{pioniervegetatie} + 0,033 * \text{estuarium} + 0,033 * \text{bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten} + 0,053 * \text{bossen en struiken} + 0,046 * \text{moerassen en stilstaande wateren} + 0,046 * \text{heide en landduinen} + 0,010 * \text{soortenrijkdom} - 0,000085 * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + 0,011 * \text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} + 0,0032 * \text{natuurlijke omgeving} + 0,0031 * \text{bebouwde omgeving} - 0,0040 * \text{industriële omgeving} + 0,0000047 * \text{inkomen} - 0,0093 * \% \text{ vrouwen} + 0,038 * \% \text{ lidmaatschap}) * \text{omvang in hectare} - 0,57 * \text{afstand in km}$$

$$= (0,042 * 0 + 0,033 * 0 + 0,033 * 0 + 0,053 * 0 + 0,046 * 1 + 0,046 * 0 + 0,010 * 1 - 0,000085 * 46,8 + 0,011 * 0 + 0,0032 * 0 + 0,0031 * 0 - 0,0040 * 0 + 0,0000047 * 3021 - 0,0093 * 0,51 + 0,038 * 0,08) * 50 - 0,57 * 5$$

= 3,60 € per huishouden per jaar

De totale betalingsbereidheid van de stad Mechelen voor het huidige gebied ligt tussen 22.467 € en 123.609€ per jaar.

Lage schatting BTB/huishouden in Mechelen voor nieuw bos:

$$\text{BTB} = (0,034 * \text{pioniervegetatie} + 0,025 * \text{estuarium} + 0,025 * \text{bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten} + 0,045 * \text{bossen en struiken} + 0,037 * \text{moerassen en stilstaande wateren} + 0,037 * \text{heide en landduinen} + 0,0072 * \text{soortenrijkdom} - 0,00013 * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + 0,0098 * \text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} + 0,0018 * \text{natuurlijke omgeving} + 0,0016 * \text{bebouwde omgeving} - 0,0051 * \text{industriële omgeving} + 0,0000024 * \text{inkomen} - 0,014 * \% \text{ vrouwen} + 0,029 * \% \text{ lidmaatschap}) * \text{omvang in hectare} - 0,68 * \text{afstand in km}$$

$$= (0,034 * 0 + 0,025 * 0 + 0,025 * 0 + 0,045 * 1 + 0,037 * 0 + 0,037 * 0 + 0,0072 * 1 - 0,00013 * 46,8 + 0,0098 * 1 + 0,0018 * 0 + 0,0016 * 0,25 - 0,0051 * 0 + 0,0000024 * 3021 - 0,014 * 0,51 + 0,029 * 0,08) * 50 - 0,68 * 2$$

= 1,58 € per huishouden per jaar

Hoge schatting BTB/huishouden in Mechelen voor nieuw bos:

$$\text{BTB} = (0,042 * \text{pioniervegetatie} + 0,033 * \text{estuarium} + 0,033 * \text{bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten} + 0,053 * \text{bossen en struiken} + 0,046 * \text{moerassen en stilstaande wateren} + 0,046 * \text{heide en landduinen} + 0,010 * \text{soortenrijkdom} - 0,000085 * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + 0,011 * \text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} + 0,0032 * \text{natuurlijke omgeving} + 0,0031 * \text{bebouwde omgeving} - 0,0040 * \text{industriële omgeving} + 0,0000047 * \text{inkomen} - 0,0093 * \% \text{ vrouwen} + 0,038 * \% \text{ lidmaatschap}) * \text{omvang in hectare} - 0,57 * \text{afstand in km}$$

$$= (0,042 * 0 + 0,033 * 0 + 0,033 * 0 + 0,053 * 1 + 0,046 * 0 + 0,046 * 0 + 0,010 * 1 - 0,000085 * 46,8 + 0,011 * 1 + 0,0032 * 0 + 0,0031 * 0,25 - 0,0040 * 0 + 0,0000047 * 3021 - 0,0093 * 0,51 + 0,038 * 0,08) * 50 - 0,57 * 2$$

= 3,03 € per huishouden per jaar

Lage schatting BTB/huishouden in Mechelen voor nieuw moeras:

$$\text{BTB} = (0,034 * \text{pioniervegetatie} + 0,025 * \text{estuarium} + 0,025 * \text{bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten} + 0,045 * \text{bossen en struiken} + 0,037 * \text{moerassen en stilstaande wateren} + 0,037 * \text{heide en landduinen} + 0,0072 * \text{soortenrijkdom} - 0,00013 * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + 0,0098 * \text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} + 0,0018 * \text{natuurlijke omgeving} + 0,0016 * \text{bebouwde omgeving} - 0,0051 * \text{industriële omgeving} + 0,0000024 * \text{inkomen} - 0,014 * \% \text{ vrouwen} + 0,029 * \% \text{ lidmaatschap}) * \text{omvang in hectare} - 0,68 * \text{afstand in km}$$

$$= (0,034 * 0 + 0,025 * 0 + 0,025 * 0 + 0,045 * 0 + 0,037 * 1 + 0,037 * 0 + 0,0072 * 1 - 0,00013 * 46,8 + 0,0098 * 0 + 0,0018 * 0,75 + 0,0016 * 0 - 0,0051 * 0 + 0,0000024 * 3021 - 0,014 * 0,51 + 0,029 * 0,08) * 50 - 0,68 * 2$$

= 0,74 € per huishouden per jaar

Hoge schatting BTB/huishouden in Mechelen voor nieuw moeras:

$$\text{BTB} = (0,042 * \text{pioniervegetatie} + 0,033 * \text{estuarium} + 0,033 * \text{bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten} + 0,053 * \text{bossen en struiken} + 0,046 * \text{moerassen en stilstaande wateren} + 0,046 * \text{heide en landduinen} + 0,010 * \text{soortenrijkdom} - 0,000085 * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + 0,011 * \text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} + 0,0032 * \text{natuurlijke omgeving} + 0,0031 * \text{bebouwde omgeving} - 0,0040 * \text{industriële omgeving} + 0,0000047 * \text{inkomen} - 0,0093 * \% \text{ vrouwen} + 0,038 * \% \text{ lidmaatschap}) * \text{omvang in hectare} - 0,57 * \text{afstand in km}$$

$$= (0,042 * 0 + 0,033 * 0 + 0,033 * 0 + 0,053 * 0 + 0,046 * 1 + 0,046 * 0 + 0,010 * 1 - 0,000085 * 46,8 + 0,011 * 0 + 0,0032 * 0,75 + 0,0031 * 0 - 0,0040 * 0 + 0,0000047 * 3021 - 0,0093 * 0,51 + 0,038 * 0,08) * 50 - 0,57 * 2$$

= 2,21 € per huishouden per jaar

In totaal situeert de betalingsbereidheid van de Mechelaars zich tussen 79.350 € en 179.506 € voor beide gebieden samen. De compensatie van het gebied heeft dus jaarlijks een bijkomende culturele waarde tussen de 56.884 € en 55.897 € voor Mechelen.

Deze berekening herhaalt u voor alle gemeenten in een straal van maximum 50 km rond het gebied waar de functie niet 0 is.

In het geval van het voorbeeld voor het nieuwe moeras is dit slechts nodig voor alle gemeenten binnen een straal van 3,08 km.

$$(0,034 * 0 + 0,025 * 0 + 0,025 * 0 + 0,045 * 0 + 0,037 * 1 + 0,037 * 0 + 0,0072 * 1 - 0,00013 * 48 + 0,0098 * 0 + 0,0018 * 0,75 + 0,0016 * 0 - 0,0051 * 0 + 0,0000024 * 3035 - 0,014 * 0,51 + 0,029 * 0,08) * 50 - 0,68 * x = 0$$

$$0,68x = 2,09$$

$$X = 3,08 \text{ km}$$

6.1.2. FUNCTIE 2: AANLEG KLEINE LANDSCHAPSELEMENTEN (KLE) OP AKKER OF WEILAND

→ Beschrijving

Deze functie schat de belevings- en niet-gebruikswaarde voor de aanleg van kleine landschapselementen op een akker of weiland met weinig landschappelijke waarde. Resultaten van een keuze-experiment bij 900 Vlamingen tonen aan dat huishoudens een betalingsbereidheid hebben voor de aanleg van kleine landschapselementen ongeacht het type KLE. Specifiek voor het herstel van holle wegen willen de huishoudens nog een extra som betalen bovenop de betalingsbereidheid voor kleine landschapselementen in het algemeen. Huishoudens die lid zijn van een natuur- of milieuvereniging hebben wel specifieke voorkeuren voor bepaalde types. Zo worden houtkanten en hagen hoger gewaardeerd dan de aanleg van een hoogstamboomgaard, planten van knotbomen of het herstel van een holle weg. De aanleg van poelen wordt dan weer minder hoog gewaardeerd.

Benodigde inputgegevens:

- Aandeel van verschillende kleine landschapselementen die worden aangelegd.
- Worden er extra inspanningen gedaan om beschermde soorten te krijgen: indien ja, vult u 1 in.
- Aangelegde wandel/fietspaden: als er (extra)wandel/fietspaden worden aangelegd, vult u 1 in. Zijn deze reeds aanwezig en worden er geen bijkomende paden voorzien, dan vult u 0 in.
- Lijst van gemeenten in een straal van 50 km rond het studiegebied (afstand in vogelvlucht tussen het middelpunt van het gebied en het middelpunt van de gemeente mag maximaal 50 km zijn) (automatisch in tool).
- Aantal ha landbouwgebied waarin de KLE worden aangelegd.

→ Kwantitatieve en monetaire waardering

De betalingsbereidheid werd geschat via een keuze-experiment. Meer uitleg vindt u in het rapport "Kleine landschapselementen" bij de achtergronddocumenten op de website van de natuurwaardeverkenner.

→ Uitgangspunten

- De oorspronkelijke bevraging vertrekt van de aanleg van één type KLE op een akker. In realiteit zullen verschillende types gelijktijdig worden aangelegd. Met de eventuele meerwaarde van deze variatie in het landschap wordt geen rekening gehouden.
- De functie kan niet gecombineerd worden met andere functies voor het waarderen van de betalingsbereidheid voor culturele diensten. Het is dus niet mogelijk om de verandering in belevings- en overdrachtswaarde te waarderen van een wijziging van een landbouwgebied met KLE naar een natuurgebied. Wat we wel weten uit beide bevragingen is dat een omzetting van een landschappelijke niet-waardevolle akker/weiland naar een akker/weiland met KLE of naar een natuurlijker ecosysteem in dezelfde orde van grootte worden gewaardeerd.

→ Te gebruiken functies

Lage schatting:

$$BTB = (0,020 + 0,0039 * \text{herstel holle weg} + 0,010 \text{ indien maatregelen om beschermde soorten te bekomen} - 0,00013 * \text{gemiddelde leeftijd indien beschermde soorten} + 0,010 * \text{indien wandel/fietspaden aangelegd} + 0,0002 * \text{gemiddelde leeftijd} + 6,38 * 10^{-6} * \text{gemiddeld huishoudinkomen} + 0,037 * \% \text{ leden indien poel} + 0,043 * \% \text{ leden indien knotbomen} + 0,05 * \% \text{ leden indien houtkant} + 0,053 * \% \text{ leden indien hagen} + 0,044 * \% \text{ leden indien hoogstamboomgaard} + 0,043 * \% \text{ leden indien herstel holle weg} + 0,0056 * \% \text{ leden indien beschermde soorten}) * \text{aantal ha landbouwgrond waarop KLE worden aangelegd} - 0,53 * \text{afstand van midden gemeente tot midden gebied (in km)}.$$

BTB is groter of gelijk aan nul (ze kan niet negatief zijn).

Hoge schatting:

$$BTB = (0,033 + 0,0055 * \text{herstel holle weg} + 0,012 \text{ indien maatregelen om beschermde soorten te bekomen} - 0,000065 * \text{gemiddelde leeftijd indien beschermde soorten} + 0,010 \text{ indien wandel/fietspaden aangelegd} + 0,00044 * \text{gemiddelde leeftijd} + 8,75 * 10^{-6} * \text{gemiddeld huishoudinkomen} + 0,046 * \% \text{ leden indien poel} + 0,051 * \% \text{ leden indien knotbomen} + 0,058 * \% \text{ leden indien houtkant} + 0,061 * \% \text{ leden indien hagen} + 0,052 * \% \text{ leden indien hoogstamboomgaard} + 0,051 * \% \text{ leden indien herstel holle weg} + 0,0074 * \% \text{ leden indien beschermde soorten}) * \text{aantal ha landbouwgrond waarop KLE worden aangelegd} - 0,39 * \text{afstand van midden gemeente tot midden gebied (in km)}.$$

En BTB is groter of gelijk aan nul (ze kan niet negatief zijn).

<i>Factor</i>	<i>Voorwaarde</i>	<i>Wat moet ingevuld worden</i>
Type: Herstel holle weg	<i>als afwezig</i> <i>als aanwezig</i>	<i>0</i> <i>1</i>
Soortenrijkdom	<i>geen maatregelen om beschermde soorten te bekomen</i> <i>gezond ecosysteem en extra maatregelen om beschermde soorten te bekomen</i>	<i>0</i> <i>1</i>
Toegankelijkheid	<i>indien wandel/fietspaden worden aangelegd</i> <i>Indien geen aangelegde paden</i>	<i>1</i> <i>0</i>
Leeftijd*soortenrijkdom	<i>Als maatregelen genomen worden om beschermde soorten te bekomen</i>	<i>gemiddelde leeftijd van de inwoners</i>
Leeftijd		<i>gemiddelde leeftijd van de inwoners</i>
Inkomen		<i>gemiddeld maandelijks netto gezinsinkomen in de gemeente in €/mnd</i>
%lidmaatschap * type <ul style="list-style-type: none"> • Poel • Knotbomen • Houtkant • Hagen • Hoogstamboomgaard • Herstel holle weg 	<i>als afwezig</i> <i>als aanwezig en dominant</i> <i>als aanwezig en meerdere types</i>	<i>0</i> <i>aandeel leden van natuur- en milieuorganisaties in de gemeente in % * 1 voor dominante type[§]</i> <i>aandeel leden van natuur- en milieuorganisaties in de gemeente in % * % type KLE</i>
%lidmaatschap *soortenrijkdom	<i>Als maatregelen genomen worden om beschermde soorten te bekomen</i>	<i>aandeel leden van natuur- en milieuorganisaties in de gemeente in %[§]</i>
Omvang		<i>aantal ha landbouwgrond waarop kleine landschapselementen worden aangelegd.</i>
Afstand		<i>kortste afstand van centrum gemeente tot middelpunt gebied in km</i>

§: het aantal leden per gemeente is niet bekend. We gebruiken hier het gemiddelde voor Vlaanderen.

Afstand tot gemeentes en parameters per gemeente: Vul voor elke gemeente waarvoor de waarderingsfunctie een positief resultaat geeft, de functie in met bovenstaande parameters en de volgende specifieke gemeenteparameters:

- afstand: de afstand van het centrum van de gemeente tot het middelpunt van het gebied in km (in vogelvlucht of reisafstand indien beschikbaar)
- gemiddeld maandelijks beschikbaar gezinsinkomen: gemiddeld voor Vlaanderen is dit 3.035 € (2010)
- gemiddelde volwassen leeftijd (vanaf 18 jaar): Leeftijd speelt geen rol als de soortenrijkdom laag is en in dat geval hoeft dit niet opgezocht te worden, want dan wordt deze parameter op 0 gezet. Het gemiddelde voor Vlaanderen is 48 jaar.
- % van de huishoudens dat lid is van een natuur- of milieuorganisatie: voor Vlaanderen is dit gemiddeld 8%.

U kunt ook gebruik maken van de exceltabel bij de natuurwaardeverkenner waarin cijfers van 2010 zijn vermeld. U vindt deze bij de achtergronddocumenten op www.natuurwaardeverkenner.be.

Uiteraard kunt u ook de tool het opzoek- en rekenwerk laten doen. De webtool zoekt automatisch deze gegevens voor alle gemeenten binnen een straal van 50 km en berekent dan de functie.

→ **Een voorbeeld**

Op 5 km van Nieuwpoort worden op een akker van 50 ha hagen en poelen aangelegd.

De soortenrijkdom van het landbouwgebied neemt hierdoor toe. Er worden extra inspanningen gedaan om bepaalde beschermde soorten terug te krijgen. Er worden geen wandel- of fietspaden voorzien.

We bepalen de afstand waarop de functie 0 wordt (met een maximum van 50 km) en berekenen de volgende formules voor elke gemeente die binnen deze afstand valt, waarna we de BTB van al die gemeenten samentellen. In dit voorbeeld maken we enkel de berekening voor Nieuwpoort.

Nieuwpoort: aantal huishoudens 5.401€, 51% vrouwen; gemiddelde volwassen leeftijd: 52.2; gemiddeld gezinsinkomen: 2576; Vlaams % leden van natuur- en milieu: 8%.

De totale waarde voor de culturele diensten voor deze maatregel ligt voor de stad Nieuwpoort tussen 307,58 € en 14.312 € per jaar.

Lage schatting:

BTB = (0,020 + 0,0039 * herstel holle weg + 0,010 indien maatregelen om beschermde soorten te bekomen - 0,00013 * gemiddelde leeftijd indien beschermde soorten + 0,010 * indien wandel/fietspaden aangelegd + 0,0002 * gemiddelde leeftijd + $6,38 \cdot 10^{-6}$ * gemiddeld huishoudinkomen + 0,037 * % leden indien poel + 0,043 * % leden indien knotbomen + 0,05 * % leden indien houtkant + 0,053 * % leden indien hagen + 0,044 * % leden indien hoogstamboomgaard + 0,043 * % leden indien herstel holle weg + 0,0056 * % leden indien beschermde soorten) * aantal ha landbouwgrond waarop KLE worden aangelegd - 0,53 * afstand van midden gemeente tot midden gebied (in km).

$$= (0,020 + 0,0039 * 0 + 0,010 * 1 - 0,00013 * 52,2 + 0,010 * 0 + 0,0002 * 52,2 + 6,38 \cdot 10^{-6} * 2576 + 0,037 * 0,5 * 0,08 + 0,043 * 0 + 0,05 * 0 + 0,053 * 0,5 * 0,08 + 0,044 * 0 + 0,043 * 0 + 0,0056 * 0,08) * 50 - 0,53 * 5$$

= 0,06 € per huishouden per jaar

Hoge schatting:

BTB = (0,033 + 0,0055 * herstel holle weg + 0,012 indien maatregelen om beschermde soorten te bekomen - 0,000065 * gemiddelde leeftijd indien beschermde soorten + 0,010 indien wandel/fietspaden aangelegd + 0,00044 * gemiddelde leeftijd + $8,75 \cdot 10^{-6}$ * gemiddeld huishoudinkomen + 0,046 * % leden indien poel + 0,051 * % leden indien knotbomen + 0,058 * % leden indien houtkant + 0,061 * % leden indien hagen + 0,052 * % leden indien hoogstamboomgaard + 0,051 * % leden indien herstel holle weg + 0,0074 * % leden indien beschermde soorten) * omvang - 0,39 * afstand van midden gemeente tot midden gebied (in km).

$$= (0,033 + 0,0055 * 0 + 0,012 * 1 - 0,000065 * 52,2 + 0,010 * 0 + 0,00044 * 52,2 + 8,75 * 10^{-6} * 2.576 + 0,046 * 0,5 * 0,08 + 0,051 * 0 + 0,058 * 0 + 0,061 * 0,5 * 0,08 + 0,052 * 0 + 0,051 * 0 + 0,0074 * 0,08) * 50 - 0,39 * 5$$

= 2,65 € per huishouden per jaar

6.1.3. FUNCTIE 3: OMZETTING VAN NAALDBOS NAAR LOOFBOS OF HEIDEGEBIED**→ Beschrijving**

Deze functie waardeert de omzetting van naaldbos naar loofbos of heidegebied. Uit de resultaten van verschillende bevestigingen blijkt dat er een positieve betalingsbereidheid is voor beide omzettingen, maar dat loofbos hoger wordt gewaardeerd dan heidegebied. De betalingsbereidheid hangt sterk af van de proportionele verandering van het landgebruik. Als de verhouding tussen de hoeveelheid aangelegde heide ten opzichte van de totale bestaande oppervlakte naald- en loofbos en heidegebied in het studiegebied sterk toeneemt, vermindert de waarde per ha. Als m.a.w. de variatie in het gebied kleiner wordt doordat naaldbos bijna volledig verdwijnt, dan daalt de betalingsbereidheid van de respondenten. Dit geldt sterker voor heide dan voor loofbos.

Benodigde inputgegevens:

- aantal ha naaldbos, loofbos en heide in het huidige gebied
- aantal ha naaldbos dat wordt omgezet naar loofbos
- aantal ha naaldbos dat wordt omgezet naar heide
- worden er extra inspanningen geleverd om beschermde soorten te krijgen?
- Lijst van gemeenten in een straal van 50 km rond het studiegebied (afstand in vogelvlucht tussen het middelpunt van het gebied en het middelpunt van de gemeente mag maximaal 50 km zijn) (automatisch in tool).
- toegankelijkheid gebied na de omzetting

→ Kwantitatieve en monetaire waardering

De betalingsbereidheid werd geschat via keuze-experimenten voor 3 verschillende gebieden (Drongengoed, Lovenhoek en Turnhouts Vennengebied). Meer uitleg over de resultaten per gebied vindt u terug bij de achtergronddocumenten op de website van de natuurwaardeverkenner.

→ Uitgangspunten

- Dezelfde redenering als voor functie 1 is gevolgd om de resultaten van de studie te vertalen naar een toepasbare functie.
- De functie kan niet gecombineerd worden met andere functies voor betalingsbereidheid

→ **Te gebruiken functies**

Lage schatting:

BTB = oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar heide * (0,017 indien geen extra maatregelen voor beschermde soorten + 0,028 indien extra maatregelen voor beschermde soorten – 0,010 indien niet meer toegankelijk + 0,00026 * variatie - 0,054 * aandeel heide – 0,0026 voor aanwezigheid substituten natuur in provincie + 0,0045 * % hoger opgeleiden + 0,0000037 * inkomen + 0,021 * % leden van natuur- of milieuvereniging)
+ oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar loofbos * (0,030 indien geen extra maatregelen voor beschermde soorten + 0,038 indien extra maatregelen voor beschermde soorten – 0,010 indien niet meer toegankelijk + 0,00026 * variatie – 0,037 * aandeel loofbos – 0,00011 * aantal ha omzetting loofbos – 0,0026 voor aanwezigheid substituten natuur in provincie + 0,0045 * % hoger opgeleiden + 0,0000037 * inkomen + 0,021 * % leden van natuur- of milieuvereniging)

BTB is groter of gelijk aan nul (ze kan niet negatief zijn)

Hoge schatting:

BTB = oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar heide * (0,074 indien geen extra maatregelen voor beschermde soorten + 0,11 indien extra maatregelen voor beschermde soorten – 0,022 indien niet meer toegankelijk + 0,0013 * variatie - 0,12 * aandeel heide – 0,0052 voor aanwezigheid substituten natuur in provincie + 0,022 * % hoger opgeleiden + 0,000014 * inkomen + 0,073 * % leden van natuur- of milieuvereniging)
+ oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar loofbos * (0,11 indien geen extra maatregelen voor beschermde soorten + 0,14 indien extra maatregelen voor beschermde soorten – 0,022 indien niet meer toegankelijk + 0,0013 * variatie – 0,080 * aandeel loofbos – 0,00021 * aantal ha omzetting loofbos – 0,0052 voor aanwezigheid substituten natuur in provincie + 0,022 * % hoger opgeleiden + 0,000014 * inkomen + 0,073 * % leden van natuur- of milieuvereniging)

BTB is groter of gelijk aan nul (ze kan niet negatief zijn)

<i>Factor</i>	<i>Voorwaarde</i>	<i>Wat moet ingevuld worden</i>
Soortenrijkdom	<i>aantal dier- en plantensoorten neemt toe maar geen extra inspanningen voor beschermde soorten</i> <i>gezond ecosysteem en extra inspanningen om beschermde soorten te bekomen</i>	<i>Vul 1 in bij heide of loofbos met geen extra maatregelen beschermde soorten</i> <i>Vul 1 in bij loofbos of heide met extra maatregelen beschermde soorten</i>
Toegankelijkheid	<i>indien toegankelijk</i> <i>indien niet toegankelijk</i>	<i>0</i> <i>1</i>
Variatie in landgebruik	<i>maximum van oppervlaktes naald, loof of heide na heraanleg / minimum van oppervlaktes naald-loof, heide na heraanleg (zie voorbeeld)</i>	<i>Resultaat verhouding</i>
Aandeel heide		<i>Procentueel aandeel totale oppervlakte heide na omzetting in totale oppervlakte naaldbos, loofbos en heidegebied.</i>
Aandeel loofbos		<i>Procentueel aandeel totale oppervlakte loofbos na omzetting in totale oppervlakte naaldbos, loofbos en heidegebied.</i>
Ha omzetting loofbos		<i>aantal ha loofbos dat er bij komt</i>
Substituten	<i>als in Oost-Vlaanderen, Antwerpen, Vlaams Brabant of Limburg</i> <i>Als in West-Vlaanderen</i>	<i>1</i> <i>0</i>
Hoger opgeleiden		<i>aandeel van mensen met een diploma hoger dan middelbaar onderwijs in de gemeente in %</i>
Inkomen		<i>gemiddeld maandelijks netto gezinsinkomen in de gemeente in €/mnd</i>
% lidmaatschap		<i>aandeel leden van natuur- en milieuorganisaties in de gemeente in %**</i>
Omvang		<i>aantal ha naaldbos dat wordt omgezet in heide of in loofbos</i>

***:* het aantal leden per gemeenten is niet bekend. We gebruiken hier het gemiddelde voor Vlaanderen.

- **Afstand tot gemeentes en parameters per gemeente:** Vul voor elke gemeente waarvoor de waarderingsfunctie een positief resultaat geeft, de functie in met bovenstaande parameters en de volgende specifieke gemeenteparameters:
 - percentage hoger opgeleiden
 - gemiddelde maandelijks beschikbare gezinsinkomen: gemiddeld voor Vlaanderen is dit 3.035€ (2010)

- percentage van de huishoudens dat lid is van een natuur- of milieuorganisatie: voor Vlaanderen is dit gemiddeld 8%.
- Provincie waarin gemeente is gelegen

U kunt ook gebruik maken van de exceltabel bij de natuurwaardeverkenner waarin cijfers van 2010 zijn vermeld. Deze vindt u bij de achtergronddocumenten op www.natuurwaardeverkenner.be. Uiteraard kunt u ook de tool het zoek- en rekenwerk laten doen. De webtool zoekt automatisch deze gegevens voor alle gemeenten binnen een straal van 50 km en berekent dan de functies.

→ Een voorbeeld

Een bosgebied op 5 km van Geel bestaat uit 150 ha naaldbos, 50 ha loofbos en 5 ha heidegebied. Men wil 100 ha van het naaldbos omzetten naar loofbos (50 ha) en heidegebied (50 ha). In het loofbos zal de soortenrijkdom toenemen en blijft het gebied toegankelijk. In het heidegebied worden extra maatregelen genomen om bedreigde soorten te bekomen en de paden in het gebied worden afgesloten voor recreanten.

We bepalen de afstand waarop de functie 0 wordt (met een maximum van 50 km) en berekenen de volgende formules voor elke gemeente die binnen deze afstand valt. In dit voorbeeld maken we enkel de berekening voor Geel.

Geel: 15.191 huishoudens, 33% hoger opgeleiden (Vlaams cijfer), 8% leden van natuur en milieuverenigingen. Gemiddeld huishoudinkomen: 3061 €/maand. Geel ligt in de provincie Antwerpen.

Proportie loofbos na wijziging: $(50+50)/(150+50+5) = 100/205$

Proportie heide na wijziging: $(5+50)/(150+50+5) = 55/205$

Variatie = $100/50$ (naaldbos = 50 ha, loofbos = 100 ha, heide = 55 ha)

Lage schatting:

$$\begin{aligned}
 & \text{BTB} = \text{oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar heide} * (0,017 \text{ indien geen extra} \\
 & \text{maatregelen voor beschermde soorten} + 0,028 \text{ indien extra maatregelen voor beschermde} \\
 & \text{soorten} - 0,010 \text{ indien niet meer toegankelijk} + 0,00026 * \text{variatie} - 0,054 * \text{aandeel heide} - 0,0026 \\
 & \text{voor aanwezigheid substituten natuur in provincie} + 0,0045 * \% \text{ hoger opgeleiden} + 0,0000037 * \\
 & \text{inkomen} + 0,021 * \% \text{ leden van natuur- of milieuvereniging}) \\
 & + \text{oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar loofbos} * (0,030 \text{ geen extra maatregelen} \\
 & \text{voor beschermde soorten} + 0,038 \text{ indien extra maatregelen voor beschermde soorten} - 0,010 \\
 & \text{indien niet meer toegankelijk} + 0,00026 * \text{variatie} - 0,037 * \text{aandeel loofbos} - 0,00011 * \text{aantal ha} \\
 & \text{omzetting loofbos} - 0,0026 \text{ voor aanwezigheid substituten natuur in provincie} + 0,0045 * \% \text{ hoger} \\
 & \text{opgeleiden} + 0,0000037 * \text{inkomen} + 0,021 * \% \text{ leden van natuur- of milieuvereniging}) \\
 \\
 & = 50 * (0,017 * 0 + 0,028 * 1 - 0,010 * 1 + 0,00026 * 100/50 - 0,054 * 55/205 - 0,0026 * 1 + 0,0045 * \\
 & 0,33 + 0,0000037 * 3061 + 0,021 * 0,08) + 50 * (0,030 * 1 + 0,038 * 0 - 0,010 * 0 + 0,00026 * 100/50 \\
 & - 0,037 * 100/205 - 0,00011 * 50 - 0,0026 * 1 + 0,0045 * 0,33 + 0,0000037 * 3061 + 0,021 * 0,08) \\
 \\
 & = 1,74 \text{ € per huishouden per jaar}
 \end{aligned}$$

Hoge schatting:

$$\begin{aligned}
 & \text{BTB} = \text{oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar heide} * (0,074 \text{ indien geen extra} \\
 & \text{maatregelen voor beschermde soorten} + 0,11 \text{ indien extra maatregelen voor beschermde soorten} \\
 & - 0,022 \text{ indien niet meer toegankelijk} + 0,0013 * \text{variatie} - 0,12 * \text{aandeel heide} - 0,0052 \text{ voor} \\
 & \text{aanwezigheid substituten natuur in provincie} + 0,022 * \% \text{ hoger opgeleiden} + 0,000014 * \text{inkomen} \\
 & + 0,073 * \% \text{ leden van natuur- of milieuvereniging}) \\
 & + \text{oppervlakte naaldbos in ha dat wordt omgezet naar loofbos} * (0,11 \text{ indien geen extra} \\
 & \text{maatregelen voor beschermde soorten} + 0,14 \text{ indien extra maatregelen voor beschermde soorten} \\
 & - 0,022 \text{ indien niet meer toegankelijk} + 0,0013 * \text{variatie} - 0,080 * \text{aandeel loofbos} - 0,00021 * \\
 & \text{aantal ha omzetting loofbos} - 0,0052 \text{ voor aanwezigheid substituten natuur in provincie} + 0,022 * \\
 & \% \text{ hoger opgeleiden} + 0,000014 * \text{inkomen} + 0,073 * \% \text{ leden van natuur- of milieuvereniging}) \\
 \\
 & = 50 * (0,074 * 0 + 0,11 * 1 - 0,022 * 1 + 0,0013 * 100/50 - 0,12 * 55/205 - 0,0052 * 1 + 0,022 * 0,33 \\
 & + 0,000014 * 3061 + 0,073 * 0,08) + 50 * (0,11 * 1 + 0,14 * 0 - 0,022 * 0 + 0,0013 * 100/50 - 0,080 * \\
 & 100/205 - 0,00021 * 50 - 0,0052 * 1 + 0,022 * 0,33 + 0,000014 * 3061 + 0,073 * 0,08) \\
 \\
 & = 11,15 \text{ € per huishouden per jaar}
 \end{aligned}$$

Voor Geel ligt de culturele waarde van een omzetting van naaldbos naar loofbos en heide tussen 26.418 € en 169.361 € per jaar.

6.1.4. FUNCTIE 4: VERBETERING VAN DE ECOLOGISCHE STATUS VAN EEN WATERLOOP

→ **Beschrijving**

Deze functie schat de betalingsbereidheid voor een verbetering van de ecologische status van een waterloop. De functie beschouwt zowel verbeteringen aan oppervlaktewaterkwaliteit, hydromorfologie en biologische waterkwaliteit.

Benodigde inputgegevens:

- Huidige waterkwaliteit: ontoereikend, matig, goed, zeer goed (fysisch chemisch meetnet VMM) <http://www.vmm.be/geoview/>
- Toestand van de oevers: ecologisch ontoereikend (verhard), matig (natuurlijke materialen, groene oevers), goed (verlaging dijk met natter landschap), zeer goed (ruimte voor rivier: aansluiten meanders, weghalen dijken waar mogelijk)
- Biologische waterkwaliteit: ontoereikend, matig, goed, zeer goed (biologisch meetnet VMM) <http://www.vmm.be/geoview/>
- Toestand fysisch-chemische en biologische waterkwaliteit en toestand oevers in toekomstig scenario.
- Aantal km waterloop die verbetert
- Bekken waarin deze waterloop gelegen is

→ **Kwantitatieve en monetaire waardering**

De betalingsbereidheid werd geschat via verschillende keuze-experimenten waarbij de Demer en de Nete of de Oude Kale en de Leie als gevalstudies werden gebruikt. Meer uitleg hierover vindt u onder achtergronddocumenten op de website van de natuurwaardeverkenner.

→ **Uitgangspunten**

- De waardering geldt enkel voor bevaarbare waterlopen en waterlopen van categorie 1. Voor kleinere waterlopen zijn de resultaten meer onzeker.
- De functie kan gecombineerd worden met de andere functies indien het gaat over een project waarbij verbeteringen aan de waterloop gecombineerd worden met veranderingen in landgebruik in terrestrische ecosystemen.

→ **Te gebruiken functies**

Lage schatting:

$$\begin{aligned}
 \text{BTB} = & (0,12 + 0,36 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,12 * \text{kwalg-zg} + 0,037 * \text{hydroo-mat} + 0,010 * \text{hydrom-g} + \\
 & 0,015 * \text{hydrog-zg} + 0,18 * \text{soorto-m} + 0,16 * \text{soortm-g/zg}) * 77,42 * \text{lengte waterloop in km} * 1000 \\
 & + (0,022 + 0,15 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,052 * \text{kwalg-zg} + 0,016 * \text{hydroo-m} + 0,0043 * \text{hydrom-g} + \\
 & 0,0064 * \text{hydro g-zg} + 0,075 * \text{soorto-m} + 0,069 * \text{soortm/g-g/zg}) * \text{lengte waterloop in km} * 16,8\% \\
 & * \text{aantal huishoudens bekken}
 \end{aligned}$$

Hoge schatting:

$$\begin{aligned}
 \text{BTB} = & (0,19 + 0,25 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,17 * \text{kwalg-zg} + 0,028 * \text{hydroo-mat} + 0,0062 * \text{hydrom-g} + \\
 & 0,0092 * \text{hydrog-zg} + 0,25 * \text{soorto-m} + 0,095 * \text{soortm-g/zg}) * 125,08 * \text{lengte waterloop in} \\
 & \text{km} * 1000 \\
 & + (0,094 + 0,23 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,16 * \text{kwalg-zg} + 0,026 * \text{hydroo-m} + 0,006 * \text{hydrom-g} + 0,008 * \\
 & \text{hydro g-zg} + 0,22 * \text{soorto-m} + 0,087 * \text{soortm/g-g/zg}) * \text{lengte waterloop in km} * 16,8\% * \text{aantal} \\
 & \text{huishoudens bekken}
 \end{aligned}$$

In te vullen:

	huidig	toekomst					
indien bij waterkwaliteit chemisch	ontoereikend/slecht	ontoereikend/slecht	kwalo/m-m/g	0	kwalg-zg	0	
	ontoereikend/slecht	matig		1		0	
	ontoereikend/slecht	goed		2		0	
	ontoereikend/slecht	zeer goed		2		1	
	matig	matig		0		0	
	matig	goed		1		0	
	matig	zeer goed		1		1	
	goed	goed		0		0	
	goed	zeer goed		0		1	
indien bij hydromorfologie (oevers)	ontoereikend/slecht	ontoereikend/slecht	hydroo-m	0	hydrom-g	0	hydro g/zg
	ontoereikend/slecht	matig		1		0	0
	ontoereikend/slecht	goed		1		1	0
	ontoereikend/slecht	zeer goed		1		1	1
	matig	matig		0		0	0
	matig	goed		0		1	0
	matig	zeer goed		0		1	1
	goed	goed		0		0	0
	goed	zeer goed		0		0	1
indien bij waterkwaliteit –	ontoereikend/slecht	ontoereikend/slecht	soorto-m	0	soort m/g-	0	

	huidig	toekomst					
biologisch					g/zg		
	ontoereikend/ slecht	matig		1		0	
	ontoereikend/ slecht	goed		1		1	
	ontoereikend/ slecht	zeer goed		1		1	
	matig	matig		0		0	
	matig	goed		0		1	
	matig	zeer goed		0		1	
	goed	goed		0		0	
	goed	zeer goed		0		1	

Bepaal in welk bekken de waterloop ligt en zoek het aantal huishoudens op. Deze tabel is terug te vinden bij de achtergronddocumenten op de website van de natuurwaardeverkenner.

→ **Een voorbeeld**

We verbeteren de Grote Nete tussen Heist-op-den-Berg en Herenthout over een lengte van 10 km naar een goede ecologische status. Dit betekent een realisatie van goede waterkwaliteit (goed), hermeandering en ecologisch herstel van de valleigebieden (zeer goed) en een hoge soortenrijkdom (zeer goed).

De huidige toestand van dat deel van de Nete is momenteel een matige waterkwaliteit, een goede soortenrijkdom en ze loopt tussen groene dijken (matig).

	Huidige status	Toekomstige status	invullen
waterkwaliteit	matig	Goed	o/m-m/g: 1
hydromorfologie	matig	zeer goed	m-g 1; g-zg: 1
soortenrijkdom	goed	zeer goed	m/g-g/zg: 1

Het Netebekken telt 248.682 huishoudens.

De baten van de verbetering van de goede ecologische status van de 10 km van de Grote Nete liggen tussen 619.147€ en 865.262€ per jaar.

Lage schatting:

$$\begin{aligned}
 \text{BTB} &= (,12 + 0,36 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,12 * \text{kwalg-zg} + 0,037 * \text{hydroo-mat} + 0,010 * \text{hydrom-g} + \\
 &0,015 * \text{hydrog-zg} + 0,18 * \text{soorto-m} + 0,16 * \text{soortm-g/zg}) * 77,42 * \text{lengte waterloop in m} \\
 &+ (0,022 \\
 &+ 0,15 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,052 * \text{kwalg-zg} + 0,016 * \text{hydroo-m} + 0,0043 * \text{hydrom-g} + 0,0064 * \text{hydro} \\
 &\text{g-zg} + 0,075 * \text{soorto-m} + 0,069 * \text{soortm/g-g/zg}) * \text{lengte waterloop in km} * 16,8\% * \text{aantal} \\
 &\text{huishoudens bekken} \\
 \\
 &= (0,12 + 0,36 * 1 + 0,12 * 0 + 0,037 * 0 + 0,010 * 1 + 0,015 * 1 + 0,18 * 0 + 0,16 * 1) * 77,42 * 10000\text{m} \\
 &+ (0,022 + 0,15 * 1 + 0,052 * 0 + 0,016 * 0 + 0,0043 * 1 + 0,0064 * 1 + 0,075 * 0 + 0,069 * 1) * 10 \text{ km} * \\
 &16,8\% * 248.682 \\
 \\
 &= 619.147 \text{ € per jaar voor de verbetering}
 \end{aligned}$$

Hoge schatting:

$$\begin{aligned}
 \text{BTB} &= (0,19 + 0,25 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,17 * \text{kwalg-zg} + 0,028 * \text{hydroo-mat} + 0,0062 * \text{hydrom-g} + \\
 &0,0092 * \text{hydrog-zg} + 0,25 * \text{soorto-m} + 0,095 * \text{soortm-g/zg}) * 125,08 * \text{lengte waterloop in m} \\
 &+ (0,094 + 0,23 * \text{kwalo/m-m/g} + 0,16 * \text{kwalg-zg} + 0,026 * \text{hydroo-m} + 0,006 * \text{hydrom-g} + 0,008 * \\
 &\text{hydro g-zg} + 0,22 * \text{soorto-m} + 0,087 * \text{soortm/g-g/zg}) * \text{lengte waterloop in km} * 16,8\% * \text{aantal} \\
 &\text{huishoudens bekken} \\
 \\
 &= (0,19 + 0,25 * 1 + 0,17 * 0 + 0,028 * 0 + 0,0062 * 1 + 0,0092 * 1 + 0,25 * 0 + 0,095 * 1) * 125,08 * \\
 &10000 \text{ m} + (0,094 + 0,23 * 1 + 0,16 * 0 + 0,026 * 0 + 0,006 * 1 + 0,008 * 1 + 0,22 * 0 + 0,087 * 1) * 10 \\
 &\text{ km} * 16,8\% * 248.682 \\
 \\
 &= 865.262 \text{ € per jaar voor de verbetering}
 \end{aligned}$$

6.1.5. BEPERKINGEN VAN DE VERSCHILLENDE FUNCTIES

De waarderingsfuncties zijn afgeleid van keuze-experimenten⁶ waarbij mensen een betalingsbereidheid voor specifieke scenario's hebben uitgedrukt. Projecten waarvoor u als gebruiker berekeningen doet, zullen zelden voor 100 % overeenkomen met die scenario's. De kenmerken van die scenario's en de factoren die voor de mensen van belang zijn voor hun waardering van natuur, hebben gevolgen voor het toepassen van de waarderingsfunctie. We bespreken hier de verschillende elementen die hierbij van belang zijn:

→ Kenmerken van het gebied dat omgezet wordt

De waarderingsfunctie berekent de betalingsbereidheid voor een verandering in landgebruik. De uitgangssituatie voor deze verandering in functie 1 en functie 2 was een landbouwgebied met weinig natuur- en/of landschappelijke waarden, een lage soortenrijkdom zonder wandel- of fietspaden doorheen het gebied en grenzend aan ander landbouwgebied. Voor functie 3 was dit een naaldbos met weinig natuurwaarden waarin wel wandel-, fiets- of ruiterspaden liggen en voor functie 4 een waterloop met een slechte waterkwaliteit, lage soortenrijkdom en verharde oevers.

Als de huidige situatie van deze kenmerken verschilt, moet u hiermee rekening houden bij het invullen van de waarderingsfunctie. Indien er in het huidige gebied al aangelegde wandel- en fietspaden liggen, of er is een hoge soortenrijkdom aanwezig, dan moet u deze parameters op 0 zetten. Als toegankelijkheid of soortenrijkdom niet verbetert, kan hier ook geen bijkomende betalingsbereidheid voor worden verwacht.

Als het huidige gebied een landschappelijke waarde (historische, culturele waarde) heeft, overschat de functie vermoedelijk de extra belevings- en overdrachtswaarde van het nieuwe gebied. Omdat er geen gegevens beschikbaar zijn over betalingsbereidheid voor de historische waarde van landschappen, kunnen we hiervoor geen correctie voorzien.

De bandbreedte in de bevraging (functie 1 en 2) omvatte gebieden van 10 tot 200 ha. In het onderdeel "Onderbouwing van de functie" geven we aan hoe we in deze handleiding de waarderingsformule verder hebben uitgewerkt om ze ook te kunnen toepassen op gebieden kleiner dan 10 ha en groter dan 200 ha, ook al zal de onzekerheid op deze uitkomsten groter zijn.

→ Toepasbaarheid voor Vlaanderen en aangrenzende regio's en landen

De beschreven functies zijn toepasbaar in heel Vlaanderen.

De bevraging voor functie 1 is uitsluitend gebeurd voor huishoudens uit de provincies Oost-Vlaanderen, West-Vlaanderen, Vlaams-Brabant en de westelijke helft van de provincie Antwerpen. Voor de Kempen en de provincie Limburg kan dus niet bepaald worden of de betalingsbereidheid daar lager of hoger is. Omdat deze regio's meer groene ruimte ter beschikking hebben dan de andere provincies, kan men verwachten dat de betalingsbereidheid hier lager ligt, waardoor de waarderingsfunctie de betalingsbereidheid in deze regio's mogelijk zou overschatten. Sommige

⁶ Voor meer info over deze methode zie bvb LNE, 2008.

literatuur geeft dan weer aan dat mensen die in een groene omgeving wonen, een hogere betalingsbereidheid hebben voor meer groen omdat zij dit heel belangrijk vinden en precies daarom op die locatie zijn gaan wonen. De andere functies zijn afgeleid uit bevragingen voor specifieke locaties. Hier zijn mensen over gans Vlaanderen bevraagd. Bij de analyse werden geen provinciale verschillen in betalingsbereidheid vastgesteld, ook niet voor de provincies Limburg en Antwerpen.

De keuze-experimenten zijn enkel gebaseerd op een bevraging van inwoners in Vlaanderen. We weten niet in welke mate mensen in naburige regio's een betalingsbereidheid hebben voor de beschikbaarheid van meer natuurgebieden in Vlaanderen. Wel stellen we vast dat er in de grensregio's gebieden zijn die bezoekers krijgen uit deze regio's. We denken daarom dat het niet-opnemen van de waarde van mensen uit naburige regio's een te grote vertekening zou geven voor de totale economische waarde van grensgebieden. We nemen de betalingsbereidheid van de Vlaming als een benadering voor de huishoudens uit de andere regio's (Wallonië, Nederland, Duitsland en Frankrijk). De onzekerheid op deze waarde is daardoor groot, maar minder groot dan wanneer we de betalingsbereidheid van niet-Vlaamse huishoudens voor grensgebieden niet zouden meenemen.

6.2. RECREATIE EN BELEVING

Om de gevoeligheid te testen van de resultaten die bekomen worden op basis van de voorgaande waarderingfuncties en om een alternatief te voorzien wanneer deze niet bruikbaar zijn, waarden we in deze paragraaf de verschillende culturele diensten apart. We maken hierbij een onderscheid tussen de belevingswaarde voor recreanten en toeristen, omwonenden en de niet-gebruikswaarde.

6.2.1. BELEVING VAN RECREANTEN EN TOERISTEN

→ Beschrijving

Eén van de belangrijkste diensten van groene open ruimte is recreatie en toerisme. We beschouwen hier de bezoeken van maximaal één dag als recreatie en de bezoeken met minstens één verblijf als toerisme.

Deze handleiding betreft verschillende vormen van recreatie en toerisme. Het omvat naast specifieke natuurgerichte activiteiten (vogelkijken, natuurstudie, ...) ook de zogenaamde zachte, informele recreatie (wandelen en fietsen) en specifieke activiteiten zoals spelen, lopen, mountainbiken, zwemmen, varen, jagen en vissen.

Er zijn uiteenlopende motieven voor een bezoek, namelijk ontspanning en herstel, sociale motieven (er op uit met familie en vrienden) en in mindere mate specifiek natuurgericht (Goosen 2003). Het hoofdmotief van activiteiten als jagen en vissen is hier ontspanning en niet het verkrijgen van goederen als wild en vis. In dat geval zouden de diensten gecatalogeerd worden onder de producerende diensten.

Benodigde inputgegevens:

- Aantal bezoekers huidig gebied indien gekend
- Gemeenten waarin het gebied ligt
- Landbouwgebied: gelegen in landschappelijk waardevol gebied (volgens gewestplan) en/of ankerplaats. Een **ankerplaats** is een waardevol landschap met een geheel van erfgoedelementen (landschappelijk, bouwkundig, archeologisch, maritiem). U kan dit terugvinden in de landschapsatlas: <http://geo-vlaanderen.gisvlaanderen.be/geo-vlaanderen/landschapsatlas/>
- Indien men voldoende informatie heeft, kan men bepalen of er bos of water binnen de 500 meter van het landbouwgebied ligt.

→ **Aantal bezoeken**

We gebruiken het aantal bezoeken aan een gebied als maat voor de belangrijkheid van deze dienst. Dit aantal bepaalt de kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire waardering.

Het verwachte aantal bezoeken aan groene ruimte hangt enerzijds af van de kenmerken van het gebied en zijn omgeving (aanbod), en anderzijds van het aantal mensen (potentiële bezoekers) in de nabijheid van het gebied (vraag).

Gegevens over het aantal bezoeken aan specifieke gebieden zijn nauwelijks beschikbaar. Als u toch over dergelijke gegevens beschikt, dan is het aan te raden deze gegevens te hanteren. Hiermee hebt u dan nog altijd geen schatting van hoe dit bezoekersaantal zal wijzigen door veranderingen in het projectgebied. Hiervoor kunt u zelf schattingen maken of u kan gebruik maken van ruwe schattingen per gemeente in functie van de oppervlakte van het gebied en het landgebruik, die terug te vinden zijn in de tool.

Deze schattingen zijn grotendeels afgeleid van gegevens over het aantal keer per jaar dat mensen recreëren in groene ruimte. De voornaamste databronnen hiervoor zijn het onderzoek structurele verschuivingen (OSV) van het Vlaamse gewest, het onderzoek verplaatsingsgedrag (OVG), de tijdsbudgetenquête, de studie naar daguitstappen in Vlaanderen (Toerisme Vlaanderen, 2009) en beschikbare data m.b.t. het aantal toeristische verblijven. Deze databronnen zijn verder getoetst aan specifieke Vlaamse en Belgische studies zoals Moons 2005; NARA 2011, Colson 2009 en Liekens et al. 2009 en 2012.

Deze vraag naar recreatie wordt vervolgens gespreid over het aanbod van beschikbaar gebied. Dit gebeurt op basis van volgende elementen:

A) Kenmerken van het gebied

- Landgebruik: aandeel bos, natuur en landbouw binnen een gebied.
- Toegankelijkheid: we nemen aan dat gebieden onder natuurbeheer gegarandeerd toegankelijk zijn (blijven of worden), terwijl dit voor gebieden onder bosbeheer (privébos) minder is.
- Omvang van het gebied: een groter gebied is aantrekkelijker en kan ook mensen aantrekken die verder wonen.

B) Kenmerken van de omgeving van het gebied

- Aandeel bos en natuur in de gemeentes en regio (30 km rond ligging) waarin het gebied gelegen is. Meer bos en natuur leiden enerzijds tot een groter aantal bezoeken per inwoner, maar deze worden verdeeld over meer ha.
- Aandeel landbouwgebied in de gemeentes en regio (30 km rond ligging) waarin het gebied gelegen is.

Daarnaast zijn er specifieke kenmerken van gebieden die heel relevant zijn voor recreatie, maar die niet werden meegenomen omwille van een gebrek aan gebiedsdekkende informatie. Het gaat hierbij hoofdzakelijk om de aanwezigheid van specifieke voorzieningen voor recreanten die de aantrekkelijkheid beïnvloeden (aangelegde paden, bezoekerscentra, parkings en haltes openbaar vervoer, infoborden, mogelijkheden tot schuilen, eet en drinkgelegenheden,...). We maken ook geen onderscheid tussen habitattypes.

In functie van het bestaande aanbod en de bestaande vraag werd geschat hoe bezoeken aan groene ruimte (landbouw, natuur en bos) zich ruimtelijk verdelen. Voor het gebruik in deze handleiding rekenden we deze informatie om tot een gemiddelde hoeveelheid bezoeken per ha per jaar per gemeente, als maat voor het recreatiepotentieel van een gebied.

→ **Kwalitatieve waardering**

De kwalitatieve score (1-10) is afhankelijk van het verwachte aantal bezoeken. De grenzen zijn afgeleid van de berekende spreiding van het aantal bezoeken per ha in Vlaanderen. Een gebied met 150 tot 175 verwachte bezoeken per hectare per jaar krijgt een score 5. Indien het een score hoger dan 5 krijgt, dan heeft dit gebied in de Vlaamse context een relatief hoog aantal verwachte bezoekers per ha.

→ **Kwantitatieve waardering**

Voor de kwantitatieve waardering wordt het totaal aantal bezoeken per jaar geschat voor een gebied. U kunt gebruik maken van eigen schattingen of van de kengetallen terug te vinden in de tool. tabel 38 is een extract van deze reeks kengetallen. De kengetallen zijn uitgedrukt in aantal bezoeken per ha per jaar per gemeente die kunnen toegepast worden op bestaande en nieuwe gebieden. De kengetallen maken een onderscheid tussen:

- Landgebruik: natuur & bos of landbouw.
- Omvang van het gebied: 5 categorieën van minder dan 10 ha, 10 - 25 ha, 25 - 100 ha, 100-300ha, meer dan 300 ha
- Ligging: gemeente

Voor landbouw wordt verder onderscheid gemaakt tussen landbouwgebieden die wel of niet gelegen zijn in landschappelijk waardevol gebied (volgens gewestplan) en/of gecatalogeerd zijn als ankerplaats. Voor deze categorie gebruiken we de kengetallen an sich. Voor andere landbouwgebieden ligt het verwachte aantal bezoeken aanzienlijk lager en moeten de kengetallen vermenigvuldigd worden met 0,33. Indien men voldoende informatie heeft, kan men voor landbouwgebieden met bos of water binnen de 500 meter een correctiefactor van 0,67 hanteren.

Als een gebied van bijv. 150 ha verspreid is over twee gemeentes (met respectievelijk 60 en 90 ha) moet men de kengetallen hanteren voor een gebied van 100 tot 300 ha, en de kengetallen per ha per gemeente toepassen op de respectievelijk 60 en 90 ha.

Als een gebied groter is dan 300 ha, dan is het totaal aantal recreanten gelijk aan dat van een gebied van 300 ha (kengetal voor gebied van 100-300 ha x 300). Als dat gebied zich verspreidt over verschillende gemeentes, is het totaal aantal bezoekers gelijk aan 300 ha x het gemiddeld kengetal voor gebieden 100-300 ha.

→ **Monetaire waardering**

Voor de waardering maken we gebruik van benefit transfer uit studies die gebaseerd zijn op de reiskostenmethode. Hierbij wordt de waarde die de recreant hecht aan een uitstap in de natuur gewaardeerd op basis van de kosten en inspanningen die hij hiertoe levert, met name het “opgeven” of “investeren” van vrije tijd en verplaatsingskosten.

De lage schatting (3 €/bezoek) is gebaseerd op lagere schattingen uit de literatuur, namelijk de lage schattingen uit de literatuuroverzichten van Bateman en Jones (2003) en uit de meta-analyse van Zandersen en Tol (2009), en de schatting van het consumentensurplus op basis van de reiskosten en tijdskosten voor verplaatsingen naar bossen in Vlaanderen (Moons 2005). De hoge schatting (9€/bezoek) houdt daarnaast ook rekening met de waarde van de vrije tijd gedurende het bezoek zelf (Broekx et al. 2013). Deze bandbreedte is consistent met de resultaten van een grote meta-analyse van 250 studies wereldwijd naar de waarde van een bezoek aan groene ruimte (Sen 2012) en de meta-analyse van de waarde per bezoek aan Europese bossen (reiskostenmethode) (Zandersen en Tol 2009) en kengetallen voor waardering bezoek aan bossen in de UK (Eftec 2010).

We merken op dat gezinnen in de omgeving (tot +/- 1 km) van een toegankelijke, groene ruimte naast reiskosten ook een meerprijs betalen bij de huur of aankoop van een woning om in de nabijheid van dergelijk gebied te wonen. Om risico op dubbeltelling te voorkomen, wordt deze meerprijs niet apart meegenomen of berekend. We nemen wel de meerprijs voor woningen met zicht op groene ruimte afzonderlijk mee omdat dit vooral gaat over visueel genot en dus verder gaat dan recreatie (zie verder).

→ **Uitgangspunten**

- We maken geen onderscheid tussen verschillende ecosystemen.
- Het uitgangspunt is dat het gebied toegankelijk is. Dit betekent niet dat elke ha toegankelijk is, maar wel dat er voldoende paden en recreatiemogelijkheden zijn om binnen een gebied van dergelijke omvang recreatie mogelijk te maken.
- Als het gebied helemaal niet toegankelijk is, is er geen recreatiewaarde.
- We houden geen rekening met specifieke inrichtingen voor recreatie (wandelpaden, infoborden, parkeerplaatsen) en de mogelijkheid dat een gebied een bijkomend aantal recreanten zou kunnen aantrekken ten koste van andere gebieden.
- We gaan ervan uit dat de toewijzing van bezoeken aan bestaande gebieden en de hierop gebaseerde kengetallen ook kunnen gebruikt worden voor veranderingen in landgebruik en het potentieel toekomstig aantal bezoeken.

→ **Te gebruiken cijfers**

tabel 37: score voor kwalitatieve waardering recreatiefunctie.

Score	Verwacht aantal bezoeken/ha.jaar		
	Min		max
1	0	-	100
2	100	-	120
3	120	-	130
4	130	-	150
5	150	-	175
6	175	-	200
7	200	-	250
8	250	-	300
9	300	-	400
10	>400	-	

Onderstaande tabel geeft ter illustratie voor enkele gemeenten en steden de kengetallen weer. De relatief hoge cijfers per ha voor steden illustreren het belang van bevolkingsdichtheid in de nabije omgeving van de gebieden. Gebieden langs de kust hebben hoge verwachte bezoekersaantallen per ha omwille van de combinatie van een groot aantal bezoeken waaronder verblijfstoeristen en een beperkt aantal ha beschikbare ruimte. Zeer groene gemeentes kennen soms lage getallen per ha omwille van de lage bevolkingsdichtheid en het feit dat bezoeken worden gespreid over meer ha.

tabel 38: kengetallen per gemeente voor aantal verwachte bezoeken aan groene ruimte

Gemeente		Natuur en bos				Landbouw (landschappelijk waardevol gebied)			
NIS NR	Naam	< 10 ha	10 - <25 ha	25 - <100 ha	100-300 ha	< 10 ha	10 - <25 ha	25 - <100 ha	100-300ha
110 02	Antwerpen	2492	2811	2960	3085	284	321	338	352
110 08	Brasschaat	423	715	864	998	321	542	655	757
110 21	Hove	591	1152	1301	2423	90	176	199	371
110 22	Kalmthout	166	262	411	546	60	95	150	198
130 44	Vorselaar	160	299	449	583	47	89	133	172
130 46	Vosselaar	253	572	721	856	124	280	353	418
130 53	Laakdal	209	367	517	651	62	110	155	195
230 25	Grimbergen	773	1368	1482	1675	97	172	186	210
230 27	Halle	528	827	941	1134	95	149	170	205
230 32	Herne	272	503	617	617	36	67	83	83
230 33	Hoeilaart	143	241	355	548	168	284	418	646
350 02	Bredene	688	1374	1679	2174	66	132	161	209
350 06	Ichtegem	199	307	613	863	22	34	67	95
350 11	Middelkerke	445	648	954	1449	27	39	58	88
710 22	Hasselt	623	661	732	1007	93	99	109	151
710 24	Herk-de-Stad	158	288	359	481	38	69	85	115
710 34	Leopoldsburg	242	468	539	661	80	156	179	219
710 37	Lummen	111	176	247	369	39	62	87	130
710 45	Nieuwerkerken	309	583	654	847	43	81	91	117
720 29	Overpelt	187	315	386	508	49	82	101	132
720	Peer	118	190	261	383	35	56	77	112

Gemeente		Natuur en bos				Landbouw (landschappelijk waardevol gebied)			
NIS NR	Naam	< 10 ha	10 - <25 ha	25 - <100 ha	100-300 ha	< 10 ha	10 - <25 ha	25 - <100 ha	100-300ha
30									
13008	Geel	428	699	849	983	75	123	149	172
13025	Mol	242	346	496	630	74	106	151	192

(bezoeken per jaar/ha)(voorbeeld voor enkele gemeenten)

tabel 39: correctiefactoren landbouwgebied

Type	
Landschappelijk waardevol OF ankerplaats	1
Binnen 500 m water of bos	0,67
Andere landbouw	0,33

tabel 40: kengetallen voor waardering van een bezoek (€/bezoek)

	Waarde (€ /bezoek)
Lage schatting	3 €
Hoge schatting	9 €

Bron: op basis van Sen 2012; Bateman en Jones 2003; Zandersen en Tol 2009 en Moons 2005

→ Een voorbeeld

Landbouwgebied van 150 ha (waarvan 100 ha landschappelijk waardevol gebied) wordt omgezet in een toegankelijk bos. Het projectgebied is gelegen in de gemeentes Mol (50 ha) en Geel (100 ha, landschappelijk waardevol gebied).

De kengetallen voor een gebied van 150 ha groot kunnen we aflezen op de laatste twee rijen van tabel 38.

Het verwacht aantal bezoekers in de huidige toestand schatten we in aan de hand van de kengetallen voor landbouwgebieden.

Mol: 50 ha x 192 bezoeken /ha x 0,33 (correctiefactor) = 3.168 bezoeken

Geel: 100 ha x 172 bezoeken/ha = 17.200

Totaal = 20.368 (= 136 per ha)

Het verwacht aantal bezoeken bij de uitvoering van het project

Mol: 50 ha x 630 = 31.500

Geel: 100 ha x 983 = 98.300

Totaal = 129.800 (= 865 per ha)

Verschil tussen huidige situatie en project = 129.800 – 20.368 = 109.432

De baat van dit project voor recreatie komt dan neer op:

- Lage schatting: 109.432 bezoeken x 3 euro/bezoek = 328.296 euro (2.189 euro/ha)
- Hoge schatting: 109.432 bezoeken x 9 euro/bezoek = 987.888 euro (6.566 euro/ha)

6.2.2. BELEVING DOOR OMWONENDEN

→ Beschrijving

Woningen in de nabijheid van groene ruimte (natuur, bos en landbouwgebied) hebben een meerwaarde door het uitzicht op het gebied (visueel genot) en de nabijheid van deze gebieden voor recreatie. Dit laatste element is al meegenomen bij de bovenstaande schattingen voor recreatie, zowel betreffende aantallen bezoeken als hun waardering.

Het visuele genot is een bijkomende baat. De omvang hiervan is gebaseerd op studies waarbij een verband is gevonden tussen de waarde van woningen met zicht op groene ruimte in vergelijking met woningen met zicht op versteende ruimte (hedonische prijzenmethode). De eigen tuin wordt niet meegerekend bij deze baat.

Benodigde inputgegevens:

- Aantal woningen met zicht op de groene ruimte (natuur, bos of landbouwgebied) van het studiegebied (dus ook woningen in het studiegebied).

→ Kwantitatieve waardering

Deze baat kan toegekend worden aan alle woningen met zicht op groene ruimte, en bij verlies (of winst) van zicht op groene ruimte. De kengetallen bevatten onvoldoende detail om te schatten wat de effecten zijn indien de groene ruimte zelf verandert, bijvoorbeeld bij omzetting van landbouwgebied naar natuur of bos. Verder maken we geen onderscheid in de kwaliteit van het zicht.

→ Monetaire waardering

Het effect van zicht op groen wordt uitgedrukt in een procentuele verandering van de waarde van de woningen. De informatie m.b.t. de gemiddelde waarde van de woning is dezelfde als deze voor waardering van effecten op geluid en komt neer op 192.179 euro of een jaarlijkse waarde van 8.946 €/jaar (prijzen 2010). We geven er de voorkeur aan om te rekenen met jaarlijkse waardes, zodat we consistent zijn met de andere diensten.

In navolging van de literatuurstudie voor Nederland wordt de meerwaarde van een woning met zicht op groen geschat op 5 % tot 14 % met een gemiddelde van 9% (Ruijgrok, 2006). Voor een gemiddelde woning komt dit dus neer op een jaarlijkse baat van 447 euro/jaar tot 1252 euro/jaar.

Deze baat overlapt met de recreatiewaarde van nabije gebieden voor deze woningen. Een van de motieven om dichterbij groen te gaan wonen is immers dat men zich dan minder ver moet verplaatsen om te recreëren in een groene omgeving.

We kunnen deze overlapping niet exact schatten, maar als we aannemen dat het aantal bezoeken aan nabij gebied per woning neerkomt op 50 per jaar, dan is de overlap zo'n 33 %.

→ **Te gebruiken cijfers**

tabel 41: kengetallen voor waardering van woongenot (euro/woning met zicht op gebied.jaar)

	Waarde (euro /woning*.jaar)
Lage schatting	447 €
Hoge schatting	1.252 €

* toe te passen op woningen met zicht op het gebied

6.2.3. GEZONDHEIDSEFFECTEN VAN CONTACT MET NATUUR

→ **Beschrijving**

Er is veel wetenschappelijke evidentie dat natuurgebieden een bijdrage leveren aan het verbeteren van de fysieke en mentale gezondheid van omwonenden en mensen die deze gebieden bezoeken. Hierbij zijn er verschillende mechanismen die spelen:

- Zicht op en contact met natuur hebben positieve effecten op mentale gezondheid (stress, depressie).
- Nabijheid van groen stimuleert openluchtrecreatie en beweging, met directe positieve effecten op gezondheid en afgeleide positieve effecten via het verminderen van overgewicht.
- Contact met groen zorgt voor een betere ontwikkeling van kinderen.
- Nabijheid van groen verlaagt de kans op overgewicht en obesitas.
- Daarnaast biedt natuur een specifiek kader van belang voor zorgtoerisme.

Onrechtstreekse gezondheidseffecten via luchtkwaliteit of reductie van geluidshinder zijn er ook, maar ze vallen niet onder deze categorie.

Er is een zekere overlap met de baten van recreatie. Herstel en rust behoren tot de belangrijkste motieven voor recreatieve bezoeken aan groene ruimtes, en dit motief hangt nauw samen met mentale gezondheidseffecten. Recreatieve bezoeken leiden ook tot meer beweging en dit is één van de elementen die leiden tot gezondheidseffecten. In het vorige hoofdstuk hebben we deze effecten ook beschouwd, maar vanuit het oogpunt van de recreant. De gezondheidsbaten komen ook de rest van de maatschappij ten goede, in de vorm van minder uitgaven in de gezondheidszorg en vermeden absentisme op de werkplaats. Deze laatste baten zullen we pas kwantificeren en waarderen in het vervolg op deze studie aangezien de voorhanden zijnde cijfers voor deze handleiding te laat kwamen.

6.3. INFORMATIE EN KENNIS

→ Beschrijving

“Informatie en kennis” heeft betrekking op het belang van ecosystemen voor educatie en onderzoek. Groene ruimte biedt een kader voor natuurbeleving en leerervaringen voor zowel kinderen als volwassenen en heeft zo een belangrijke rol bij natuureducatie (Dillon en Dickie 2012). Natuureducatie speelt een vitale rol in het verhogen van de kennis en verbeteren van de houding ten aanzien van natuur en milieu (Jacobsen et al. 2006).

Er zijn op dit moment geen methodes beschikbaar om de baten van groene ruimte voor het bevorderen van educatie en onderzoek te schatten in Vlaanderen.

6.4. CULTURELE, SPIRITUELE EN SYMBOLISCHE WAARDE

→ Beschrijving

Hier gaat het enerzijds om de bevorderende en stimulerende werking van landschap/ecosystemen op de creativiteit van mensen denken we aan fotografie, schilderkunst. Anderzijds maken sommige plaatsen deel uit van culturele en religieuze tradities en feesten. Een aantal landschappen geven een identiteit (a sense of place) aan bepaalde regio's en de mensen die er wonen, en behoren tot hun erfgoed. Sommige landschappen of soorten kunnen een symbool zijn voor een land of streek bijv. de arend voor Amerika.

Er zijn op dit moment geen methodes beschikbaar om deze baat in te schatten voor Vlaanderen.

6.5. NIET-GEBRUIKSWAARDE

→ Beschrijving

De niet-gebruikswaarde van natuur is een belangrijke component van de totale economische waarde. De niet-gebruikswaarde bestaat uit 3 verschillende delen: een overdrachtswaarde, een bestaanswaarde en een optiewaarde. Dit onderscheid in waardes hangt samen met de motieven waarvoor mensen willen betalen. Voor de waardering kunnen we ze echter onderling niet scheiden.

Benodigde inputgegevens:

→ Het aantal ha bijkomende natuur en bos

→ Kwantitatieve en monetaire waardering

Het schatten van de niet-gebruikswaarde van een specifiek gebied dat wordt doorgerekend in de natuurwaardeverkenner, is in verhouding veel moeilijker dan het bepalen van de recreatiewaarde, omdat er in de wetenschappelijke literatuur veel minder houvast is over de factoren die deze niet-gebruikswaarde bepalen. Het keuze-experiment dat werd uitgevoerd in 2009 biedt een

mogelijkheid om op basis van het kenmerk “toegankelijkheid” een kunstmatige opsplitsing te maken van gebruikswaarde en niet-gebruikswaarde. De hieronder beschreven methode is heel rudimentair.

We bepalen een benefits transfer waarde voor de niet-gebruikswaarde, waarbij we de waarde van kleinere gebieden kaderen in een ruimer geheel, bijv. door rekening te houden met de scenario's van het natuurbeleidsplan. De veronderstelling is dan dat de niet-gebruikswaarde van een specifiek, klein gebied deel uitmaakt van de totale waarde van een bredere strategie van groei van natuurgebieden in Vlaanderen.

We berekenen op basis van de originele waarderingsfunctie (zonder schaling) de betalingsbereidheid van een gemiddeld huishouden voor een ha extra natuur of bos in Vlaanderen. Op basis van het aantal huishoudens en de doelstellingen voor bijkomende oppervlakten natuur en bos uit het natuurbeleidsplan van de Vlaamse overheid, berekenen we een niet-gebruikswaarde per ha.

→ **Uitgangspunten**

- We veronderstellen dat de parameter “toegankelijkheid” (35€/huishouden per jaar in de ongeschaalde functie) wijst op de gebruikswaarde en trekken deze af van de betalingsbereidheid. Waarschijnlijk is dit een onderschatting van het aandeel van de gebruikswaarde.
- We veronderstellen dat er in Vlaanderen nog 36000 ha natuur en 10000 ha bos moeten bijkomen (volgens het ruimtelijk structuurplan Vlaanderen). De functie kan gebruikt worden tot deze aantallen zijn gerealiseerd.
- We maken een abstractie van het type landgebruik zodat de niet-gebruikswaarde voor elk ecosysteemtype hetzelfde is. We onderzoeken of we dit in de toekomst kunnen specificeren.

→ **Te gebruiken cijfers**

Lage waarde: 1.518 €/ha

Hoge waarde: 13.240 €/ha

→ **Een voorbeeld**

Op een weiland van 200 ha wordt een bos aangelegd. De geschatte niet-gebruikswaarde voor deze landgebruiksverandering ligt tussen de 303.600€ en 2.648.000€.



HOOFDSTUK 7. VERDER GEBRUIK IN EEN MKBA

7.1. INTRODUCTIE

De resultaten van de berekeningen zijn bruikbaar om de impact van projecten op ecosysteemdiensten te schatten en te vergelijken met andere impacts. Dit gebeurt klassiek in een maatschappelijke kosten-batenanalyse of MKBA. Bij een MKBA worden zowel de kosten als de baten van een bepaald beleid/project berekend vanuit het standpunt van de hele maatschappij en tegen elkaar afgewogen. Er is sprake van een positieve bijdrage aan het welvaartsniveau als het project resulteert in een toename van de totale welvaart, dus ongeacht de verdeling over personen of gebieden.

Neem bijvoorbeeld dat de kosten en baten van aanleg van transportinfrastructuur in een MKBA vergeleken worden. De fysische impact van een project op een landschap en de ecosysteemdiensten die door dit landschap worden gegenereerd kunnen worden bepaald met de methodes beschreven in voorgaande hoofdstukken. Andere effecten zoals de impact van een verandering in transportstromen op het milieu en de economie komen niet in deze handleiding aan bod. Hiervoor verwijzen we naar de “Standaardmethodiek voor MKBA van transportinfrastructuurprojecten”, die werd ontwikkeld door het Departement Mobiliteit en Openbare Werken (MOW) en op de website van de natuurwaardeverkenner verschijnt van zodra ze beschikbaar wordt gesteld voor het publiek.

Om de resultaten van deze handleiding en de webtool toe te passen in een MKBA zijn er nog een aantal bijkomende berekeningen nodig. We lichten deze toe in dit hoofdstuk. In de webtool worden deze stappen, behalve de aanpassing aan het prijspeil, automatisch doorgerekend indien u de knop “gebruik in MKBA” gebruikt. U kan hier een totale geactualiseerde waarde laten berekenen alsook een jaarlijkse waarde over een bepaalde tijdsperiode (bij het exporteren van het resultaat).

7.2. EVOLUTIE VAN BATEN IN DE TIJD

Baten evolueren in de tijd. Zo begint het geluidsreducerend effect van bossen niet onmiddellijk bij de aanleg van nieuw bos of neemt de jaarlijks bijkomende koolstofopslag in bodem stelselmatig af in de tijd, naarmate een nieuwe evenwichtssituatie wordt bereikt.

Hoe baten evolueren in de tijd is stelselmatig weergegeven bij alle ecosysteemdiensten. Indien dit niet expliciet aan bod komt, veronderstellen we dat de baten constant blijven in de tijd.

De natuurwaardeverkenner geeft ook de mogelijkheid om jaarlijkse baten over een gedefinieerde tijdsperiode te berekenen. Deze tijdsperiode is de levensduur van uw project. Standaard gebeurt dit voor een tijdsperiode van 100 jaar, maar indien gewenst kan u de tijdsperiode laten variëren tot maximaal 500 jaar.

De berekening gebeurt vanaf het jaar waarin de uitvoering van het project start: het startjaar.

Naast specifieke evoluties per dienst, zal de economische groei een effect hebben op ecosysteemdiensten, zowel voor kwantificering als voor waardering. Binnen de economische groei onderscheiden we de demografische groei en de groei van de productiviteit of koopkracht per hoofd. Deze groei is verder te onderscheiden van de evolutie van het prijspeil.

7.3. CORRECTIE VOOR DE DEMOGRAFISCHE GROEI

De omvang van bepaalde ecosysteemdiensten zal mee evolueren met de bevolkingsgroei. Dit is bijvoorbeeld het geval voor de culturele diensten. Voor enkele regulerende diensten zoals effecten op luchtkwaliteit of geluidshinder is de waarde van de dienst verbonden met het aantal mensen dat wordt blootgesteld of gehinderd. Door bevolkingsgroei zal de waarde van deze diensten dus toenemen. Voor de producerende diensten is er een verband tussen demografische groei en vraag naar bepaalde goederen en dus ook marktprijzen, maar dit is indirect en moeilijk te voorspellen aan de hand van de bevolkingsevolutie.

Onderstaande tabel geeft een overzicht voor het Vlaamse gewest voor de komende decades tot 2060 (op basis van schattingen van het Federaal Planbureau en ADSEI (Algemene Directie Statistiek en Economische Informatie) (FPB ADSEI 2011).

tabel 42: kengetallen voor demografische evolutie (groei per jaar, Vlaams gewest)

Periode	Demografische groei (%/jaar)
2010-2020	0,70%
2020-2030	0,48%
2030-2040	0,32%
2040-2050	0,30%
2050-2060	0,28%

Na 2060 wordt het bevolkingsaantal constant gehouden op het peil van 2060.

Deze evolutie is relevant voor de onderstaande diensten en kan worden toegepast door de berekende hoeveelheid of waarde te vermenigvuldigen met het groeipercentage voor de te beschouwen periode:

Regulerende diensten

- Verbeteren van luchtkwaliteit: toe te passen op kengetal voor waardering.
- Verminderen van geluidshinder: toe te passen op berekend aantal huizen.
- Koolstofopslag: is al verrekend in evolutie kengetal voor waardering.

Culturele diensten

- Totale culturele diensten: toe te passen op aantal huishoudens.
- Belevingswaarde: toe te passen op het aantal bezoeken.
- Niet gebruikswaarde: toe te passen op aantal huishoudens.

7.4. CORRECTIE VOOR GROEI PRODUCTIVITEIT EN EVOLUTIE IN KOOPKRACHT

Conform andere baten nemen ook de baten van ecosystemen toe doorheen de jaren omwille van de groei van de productiviteit en een vergroting van de koopkracht. Economische groei betekent dat er meer middelen beschikbaar zijn voor overheid en burgers waardoor de betalingsbereidheid voor natuur toeneemt en de kosten die men maakt om milieudoelen te realiseren ook stijgen.

Conform de Standaardmethodiek MKBA raden we aan met een jaarlijkse groei van 1,4% te werken. Dit is gelijk aan de prognose van de gemiddelde groei van het bruto binnenlands product (BBP) per hoofd in België over de periode 2010-2060 gehanteerd door de Studiecommissie voor de Vergrijzing (2011).

De groei in koopkracht is cumulatief met de demografische groei en wordt toegepast op alle diensten. Voor koolstofopslag is deze evolutie al verrekend in de evolutie van het kengetal voor waardering.

7.5. FACTORKOSTEN VS. MARKTPRIJZEN

Particuliere consumenten ervaren baten als een verhoging van hun netto beschikbaar inkomen. De koopkracht van dit netto beschikbaar inkomen is uitgedrukt in marktprijzen, omdat de consumenten marktprijzen voor goederen en diensten betalen. In de standaardmethodiek is omschreven dat de geldwaarden van de MKBA in factorkosten⁷ uitgedrukt zijn. Het verschil tussen marktprijzen en factorkosten bestaat uit de productgebonden indirecte belastingen en subsidies (m.a.w. vooral BTW en accijnzen).

Alle kosten en baten uitgedrukt in marktprijzen moeten door $(1+t)$ gedeeld worden om ze in factorkosten om te zetten. Dat is bij ecosysteemdiensten enkel het geval voor de culturele diensten. Kosten en baten voor bedrijven en overheden zijn al in factorkosten uitgedrukt, en moeten niet aangepast worden. Dit geldt voor producerende en regulerende diensten.

Het gemiddeld tarief van de netto indirecte belastingen (t) bedraagt volgens de MKBA standaardmethodiek 17%.

7.6. ACTUALISATIE EN DISCONTOVOET

Baten worden verdisconteerd of geactualiseerd aan een sociale discontovoet. Dit betekent dat we er rekening mee houden dat baten die zich pas over een langere termijn voordoen minder zwaar doorwegen dan baten in het huidige jaar. Dit weerspiegelt enerzijds dat we het geld dat we pas later krijgen, ondertussen niet kunnen gebruiken (uitlenen) voor andere doeleinden en anderzijds dat mensen dezelfde baat minder waarderen als deze later in de tijd komt (bijvoorbeeld wegens de daarmee gepaard gaande onzekerheid). De economische wetenschap geeft geen eenduidig antwoord over de exacte hoogte van de sociale discontovoet. De sociale discontovoet ligt lager dan de private discontovoet zoals die bijvoorbeeld voor de financiële analyse van industriële projecten wordt gebruikt. Recent wordt ook voor projecten met lange levensduur een over de tijd dalende discontovoet gehanteerd.

⁷ Onder factorkosten verstaan we de kosten die samenhangen met het gebruik van de productiefactoren: loon, winst, pacht en rente.

In overeenstemming met aanbevelingen van de Vlaamse overheid (LNE, 2008) en de sociale discontovoet voorgesteld bij de standaardmethodiek MKBA voor infrastructuurprojecten stellen we voor om een discontovoet van 4% te gebruiken. Daarnaast is het aan te raden een gevoeligheidsanalyse uit te voeren voor waarden van 2,5% en 5% per jaar. Voor ecosysteemdiensten worden ook vaak lagere en soms zelfs negatieve discontovoeten gehanteerd (TEEB 2010, Baumgartner et al. 2012). In bijvoorbeeld het UK National Ecosystem Assessment werden voor de waardering van beleidsalternatieven gevoeligheidsanalyses uitgevoerd (UK NEA Technical Report, Chapter 26, p. 183 - <http://uknea.unep-wcmc.org/Resources/tabid/82/Default.aspx>).

We verdisconteren naar een bepaald jaar in de natuurwaardeverkenner: het actualisatiejaar. Dit is het jaar waarin de MKBA wordt opgemaakt. Dit jaar dient ook als basis om de geactualiseerde waarde om te zetten naar het juiste prijspeil.

7.7. CORRECTIES VOOR PRIJSPEIL

De natuurwaardeverkenner verkent de waarde van ecosysteemdiensten voor één jaar. Voor gebruik in een MKBA moeten de prijzen aangepast worden aan het prijsniveau van de andere kosten en baten. De prijzen in de natuurwaardeverkenner zijn gebaseerd op prijsniveau 2010.

De evolutie van het algemene prijspeil wordt gemeten met de “Algemene index van consumptieprijzen” gepubliceerd door de Algemene Directie Statistiek en Economische Informatie, en te vinden in de online database van de Nationale Bank van België (www.belgostat.be). Het gebruik van de bovenvermelde index is vereist voor de aanpassing van kengetallen in deze handleiding voor de evolutie van het prijspeil tussen het basisjaar van het kengetal enerzijds, en het basisjaar van de MKBA anderzijds. De methode waarop dit moet gebeuren is overgenomen uit de MKBA Standaardmethodiek.

Hierbij wordt de volgende formule gebruikt:

$$k_t = k_s \times \text{CPI}_t / \text{CPI}_s$$

waarbij:

s = basisjaar van kengetal, in dit geval 2010;

t = basisjaar van MKBA (t>s);

k_s = waarde van kengetal in jaar s;

k_t = waarde van kengetal in jaar t;

CPI_s = waarde van consumptieprijsindex in jaar s;

CPI_t = waarde van de consumptieprijsindex in jaar t.



HOOFDSTUK 8. BESLUIT

De handleiding en de webtool voorzien een gestructureerde aanpak om veranderingen in ecosysteemdiensten als gevolg van veranderingen in landgebruik in kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire vorm te waarderen. Vooral in een vroeg stadium kan deze waardering een toegevoegde waarde zijn in het beslissingsproces, omdat ze goed de pro's en contra's van een project in kaart brengt.

De handleiding en de webtool zijn gebaseerd op de laatste stand van zaken op het gebied van wetenschappelijke kennis op vlak van kwantificerings- en waarderingstechnieken. Ze maken zoveel mogelijk gebruik van de kennis rond biofysische en chemische processen in ecosystemen. Ze bouwen voort op kennis en data beschikbaar voor Vlaanderen en ontlenen waar nodig informatie uit andere regio's of landen.

De handleiding en de webtool helpen om de sociaaleconomische baten van natuur zichtbaar te maken. Ze bieden waarden die kunnen gebruikt worden in beslissingstools zoals een milieueffectenrapportage, een kosteneffectiviteitsanalyse, of een kosten-batenanalyse. Ze bieden een mogelijkheid om de indicatieve (positieve of negatieve) effecten op natuur te beoordelen, en gebruiken daarbij methoden die voor vele potentiële gebruikers bruikbaar zijn.

De tool berekent niet de intrinsieke/absolute waarde van natuur. Deze is oneindig aangezien de mens van de natuur afhankelijk is voor zijn overleving. Daarom moet de sociaaleconomische waarde van ecosystemen binnen een ruimer beslissingskader geplaatst worden naast andere niet-economische doelstellingen zoals instandhoudingsdoelstellingen.

De handleiding en de webtool geven zoveel mogelijk inzicht in onzekerheden die bestaan in de wetenschap en met betrekking tot onze kennis over de toekomst. Dit doen we door een lage en hoge schatting te geven. Door het veranderen van de uitgangspunten (basisinformatie) kan de gebruiker indien gewenst een gevoeligheidsanalyse uitvoeren.

De kennis en de data rond ecosysteemdiensten zijn in volle ontwikkeling. Deze studie geeft een momentopname weer van de beschikbare kennis en data begin 2013. Deze handleiding en tool zijn een update van de eerste versie van de natuurwaardeverkenner. Het is de bedoeling om deze tool blijvend verder te actualiseren en aan te vullen.

LITERATUURLIJST

Aertsens Joris, Leo De Nocker, Lauwers Hugo, Norga Katelijne, Simoens Ilse, Meiresonne Linda, Turkelboom Francis, Broekx Steven (2012) Daarom groen! Waarom u wint bij groen in uw stad of gemeente. Studie uitgevoerd in opdracht van: ANB – Afdeling Natuur en Bos.

Akbari et al. 2001. Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. *Solar Energy* 70: 295-310

Altor, A. E. and W. J. Mitsch, 2008. "Methane and carbon dioxide dynamics in wetland mesocosms: Effects of hydrology and soils." *Ecological Applications* 18(5): 1307-1320

Bayens, L. 1992. Algemene bodemgeschiktheid voor bosbomen. Ontwerptekst. niet gepubliceerd. 15 p.

Bateman, I. and Jones, A. 2003. Estimating the value of informal recreation at British Woodlands: A multilevel meta-analysis, Part 2 in Jones, A., Bateman, I. and Wright, J Estimating arrival numbers and values for informal recreational use of British woodlands, Final report to the Forestry Commission, CSERGE.

Baumgartner Stefan, Alexandra M. Klein, Denise Thiel and Klara Winkler 2012. Ramsey discounting of ecosystem services. February 28, 2012

Bealey, W.J., A.G. McDonald, E. Nemitz, R. Donovan, U. Dragosits, T.R. Duffy, D. Fowler, 2007. Estimating the reduction of urban PM 10 concentrations by trees within an environmental information system for planners, *Journal of Environmental Management* 85, 44–58.

Bollen, B., 2012. Leidraad voor het gebruik van het Landbouwimpactstudie (LIS). Publicatie van het departement Landbouw & Visserij, afdeling Duurzame Landbouwontwikkeling.

Botteldooren, D., Dekoninck, L., Van Renterghem, T., Geentjens, G., Lauriks, W., Bossuyt, M., Toekomstverkenning MIRA 2009. Wetenschappelijk rapport Thema 'Lawaai'.

Broekx Steven, De Nocker Leo, Poelmans Lien, Staes Jan, Jacobs Sander, Van der Biest Katrien, Verheyen Kris, 2013. Raming van de baten geleverd door het Vlaamse NATURA 2000. Studie uitgevoerd in opdracht van: Agentschap Natuur en Bos (ANB/IHD/11/03) door VITO, Universiteit Antwerpen en Universiteit Gent 2013/RMA/R/1

Broekx Steven, Meynaerts Erika, Vercaemst Peter, 2008. Milieukostenmodel Water voor Vlaanderen. Berekeningen voor het stroomgebiedbeheerplan 2009. Studie uitgevoerd in opdracht van het Vlaams Gewest 2009/RMA/R/146

CICES , 2012. International Classification of Ecosystem Services, www.CICES.eu, version 4.1; by the European Environment Agency (EEA).

Colson V., 2009, La fonction récréative des massifs forestiers wallons : analyse et evaluation dans le cadre d'une politique forestière intégrée, (Thèse de doctorat). Gembloux, Faculté universitaire des Sciences agronomiques, 277 p., 104 tabl., 71 fig.

Coppens, G., Elsen, F., Ver Elst, F., Bries, J., 2007. Bepalen van nitraatresidu en bemestingsadvies voor een selectie van landbouwpercelen gedurende het voorjaar van 2007 en opmaken van een bodembalans. Studie door Bodemkundige Dienst van België vzw in opdracht van VLM.

Cox, T., K. Buis en P. Meire, 2004. Datacompilatie in het kader van SMER en MKBA voor de actualisatie van het Sigma-plan, Universiteit van Antwerpen, Ecosystem Management Research Group, Antwerpen

D'Hooghe, J., 2012. Berekeningsmethode baten ruwvoeders. Nota uitgewerkt in het kader van deze studie door het departement landbouw en visserij, afdeling monitoring en studie.

De Maerschack, B., Vos, P., Janssen, S., Op 't Eyndt, T., 2011. Envi-met modelanalyse: effecten van vegetatie op de lokale luchtkwaliteit in een street canyon. VITO Rapport nr 2011/RMA/R/0040, VITO.

De Nocker L., Liekens I., Broekx S., 2004. Natte natuur in het Schelde-estuarium. Een verkenning van de kosten en baten. ProSes research report. (www.proses.nl)

De Nocker, L; Michiels, H; Deutsch, F; Lefebvre, W; Buekers, J; Torfs R. 2010. Actualisering van de externe milieuschadetekosten (algemeen voor Vlaanderen) met betrekking tot luchtverontreiniging en klimaatverandering; Studie uitgevoerd in opdracht van MIRA, Milieurapport Vlaanderen MIRA/2010/03; December 2010; 122 p. , www.milieurapport.be

De Ridder, K. (In prep.); De positieve correlatie tussen bevolkingsdichtheid en het stedelijk hitte eiland effect.

De Ronde B., Houthuys R., Kempeneers P. & Fransaer D., 2007. Bepaling van het middellange-termijn zandtransport op het Vlaamse strand op basis van geklasseerde hyperspectrale registraties en laserscan data. Studie in opdracht van het Vlaamse Ministerie voor Mobiliteit en Openbare Werken, IVA. Maritieme Dienstverlening en Kust, Afdeling Kust, 2007/TAP/R/043.

Deckers, P.; De Maeyer, P.; Peeters, P.; Mostaert, F. (2013). Flanders chooses for flood risk management based on LATIS, *in*: Klijn, F. et al. (Ed.) (2013). *Proceedings of the 2nd European Conference on Flood Risk Management FLOODrisk2012, Rotterdam, the Netherlands, 19-23 November 2012: Comprehensive flood risk management: research for policy and practice*. pp. 255-256

DeFrance, J., N. Barriere, and E. Premat (2002) Forest as a meteorological screen for traffic noise. In *Proceedings of the 9th International Congress on Sound and Vibration*.

Dehnhardt, A. und J. Meyerhoff, 2002. Nachhaltige entwicklung der stromlandschaft Elbe, Nutzen und kosten der wiedergewinnung und renaturierung von überschwemmungsausau, Berlin, VAUK-Verlagkiel.Haffner

den Boer, L.C. (Eelco), G.J. (Gerdien) van de Vreede, F.L. (Femke) de Jong, S.M. (Sander) de Bruyn. 2008. Beleving en MKBA in het geluidsbeleid. Een verkenning naar beleving en kosten-batenanalyse bij de aanpak van geluidshinder, Delft, CE, 2008

De Vos B. 2009. Uncertainties of forest soil carbon stock assessment in Flanders. Doctoral dissertation no. 865 of the Faculty of Bioscience Engineering. K.U.Leuven. 318 p.

Dillon J. en Dickie, I. 2012. Learning in the Natural Environment: Review of social and economic benefits and barriers. Natural England Commissioned Reports, Number 092. London: Natural England.

EC Env report, 2012. The multifunctionality of green infrastructure. In-depth report for DG environment.

EC. 2012. http://ec.europa.eu/research/bioeconomy/policy/index_en.htm

Eftec (2010) The Economic Contribution of the Public Forest Estate in England, Report to Forestry Commission England, Economics for the Environment Consultancy, London.

EPA 1992. Cooling our communities. A guidebook on tree planting and light-colored surfacing. EPA report

Fisher Brendan, Costanza Robert, Turner R.Kerry and Morling Paul, 2007. Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making CSERGE Working Paper EDM 07-04.

FOD economie-Algemene Directie Economie: <http://www.statbel.fgov.be>

FPB en ADSEI 2011. Bevolkingsvooruitzichten 2010-2060, Federaal Planbureau en Algemene Directie Statistiek en Economische Informatie ([statbel.fgov.be](http://www.statbel.fgov.be)).

Goossen, C.M. and F. Langers (2003) Geluidbelasting in het centraal Veluws Natuurgebied: een quick scan van de geluidbelasting in het Centraal Veluws Natuurgebied in zijn geheel en in afzonderlijke delen die belangrijk zijn voor recreatie. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Alterra-rapport 798. 56 pag.

Graskracht 2012. <http://www.graskracht.be/>

Hanley N., Shogren, J.F., an White, B., 1997. Environmental Economics in Theory and Practice. New York and Oxford: Oxford University Press.

Hein, L. (2011). Economic Benefits Generated by Protected Areas: the Case of the Hoge Veluwe Forest , the Netherlands. Ecology and Society, 16(2).

- Hewit, 2010, UrbanTreesBrochure , university of Lancaster,
<http://www.es.lancs.ac.uk/people/cnh/UrbanTreesBrochure.pdf>
- Huisman, W. 1990. Geluidsvoortplanting over begroeide bodem. Website van proefschrift,
<http://www.willibrordhuisman.nl/HvH/Proefschrift.htm>
- IMDC. First results in preparation of the Flemish Flood Risk Reduction Plans for the Flemish Environment Agency (2012).
- Jansen, J.J., J. Sevenster en P.G. Faber (redactie), 1996. Opbrengsttabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. IBN rapport 96/Hinkeloord Reports No.17, pag. 42-45.
- Jacobs, S.; Staes, J.; Demeulenaere, B.; Schneiders, A.; Vrebos, D.; Stragier, F.; Vandevenne, F.; Simoens, I.; Van Der Biest, K.; Lettens, S.; De Vos, B.; Van der Aa, B.; Turkelboom, F.; Van Daele, T.; Batelaan O.; Temmerman, S. & Meire, P. 2010. Ecosysteemdiensten in Vlaanderen: Een verkennende inventarisatie van ecosysteemdiensten en mogelijkheden tot maximaliseren van ecosysteemwinsten. Universiteit van Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteem management, ECOBE 010-R127. . Studie in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos (ANB).
- Jacobsen SK, McDuff MD, Monroe MC. 2007. Promoting conservation through the arts: outreach for hearts and minds. *Conserv Biol* 21:7–10.
- Kettunen, M., Bassi, S., Gantioler, S. & ten Brink, P. 2009. Assessing Socio-economic Benefits of Natura 2000 – a Toolkit for Practitioners (September 2009 Edition). Output of the European Commission project Financing Natura 2000: Cost estimate and benefits of Natura 2000 (Contract No.: 070307/2007/484403/MAR/B2). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 191 pp. + Annexes.
- Kint, V , 2011. Houtbeschikbaarheid in Vlaanderen nu en in de toekomst. Lezing op studiedag over houtbevoorrading in Vlaanderen, 12 oktober 2011.
- Koerselman, W. and F. M. Meuleman, 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1441-1450.
- Kosoy Nikolas, Esteve Corbera, 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics* 69 (6) 1228–1236
- Kuik O, Brander L, Tol RSJ. Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis. *Energy Policy* 2009; 37:1395–1403.
- Liekens I, Schaafsma M, De Nocker L, Broekx S, Staes J, Aertsens J, Brouwers R. 2013. Developing a value function for nature development and land use policy in Flanders, Belgium. *Land Use Policy* 2013; 30(1):549–559
- Liekens I, De Nocker L, Broekx S, Aertsens J 2012. Verschillende keuze-experimenten zie achtergronddocumenten op www.natuurwaardeverkenner.be

Liekens I, Schaafsma M., Staes J., Brouwer R., De Nocker L., Meire P.(2010). Economische waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid, maart 2010.

Liekens I., Schaafsma M., Staes J., Brouwer Roy, De Nocker L. en Meire P., 2009. Uitvoeren van een economische waarderingsstudie van natuurlandschappen voor gebruik in MKBA van infrastructuurprojecten. Rapport in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid. VITO, 2009/RMA/R/

Liekens I., De Nocker L., Beokx S. 2004. Natte natuur in het schelde-estuarium. Een verkenning van de kosten en baten. Bijlagen.

LNE, 2008 Milieubaten of milieuschadepkosten-waarderingsstudies in Vlaanderen, Vlaamse overheid, Departement LNE, 2008 , www.milieueconomie.lne.be

Maes Joachim et al., 2011. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis - phase 1. PEER Report No 3. Ispra: Partnership for European Environmental Research

Meersmans, J., F. De Ridder, et al. 2008. "A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium)." *Geoderma* **143**(1-2): 1-13.

Meiresonne L. & Turkelboom F. 2012. Biodiversiteit als basis voor ecosysteemdiensten in regio Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (1). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Melman, Th.C.P. en C.M. van der Heide (2011). Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning betekenis en perspectieven. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 111. 200 blz.; 2 fig.; 2 tab.; 71 ref.; 10 bijl.

Methay, J., et al., 2011. Urban Green Spaces: Potentials and Constraints for Urban Adaptation to Climate Change. Resilient Cities: Cities and Adaptation to Climate Change - Proceedings of the Global Forum 2010, 2011. 1: p. 479-485.

MIRA, 2007. Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007, Verspreiding van zwevend stof, Torfs R., Deutsch F., Schrooten L., Broekx S., J. Vankerkom, Matheeußen C., Roekens E., Fierens F., Dumont G. & Bossuyt M., Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be

MIRA, 2008 Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument Klimaatverandering 2007. Brouwers J., De Nocker L., Schoeters K., Moorkens I., Jaspers K., Klimaatverandering Achtergronddocument 4 april 2008

Moonen, P., Kint, V., Deckmyn, G., Muys, B, 2011. Wetenschappelijke onderbouwing van een lange termijnplan houtproductie voor Bosland. Eindrapport opdracht LNE/ANB/LIM-2009/19

- Moons E., Saveyn B., Proost S. & Hermy M., Optimal location of new forests in a suburban area, (2005) *Journal of forest economics*; doi:10.1016/j.jfe.2006.12.002
- Natuurindicatoren, 2011. Draagvlak: Sociaal draagvlak: bezoeken aan bossen en natuurgebieden. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. www.natuurindicatoren.be (versie van 06-09-2011).
- Nowak, D. J. G. . 2010a. *Air Quality Effects of Urban Trees and Parks* (p. 48). Research report from National Recreation and Park Association Retrieved from <http://www.nrpa.org>
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3-4), 115–123. doi:10.1016/j.ufug.2006.01.007
- Nowak, David J.; Stein, Susan M.; Randler, Paula B.; Greenfield, Eric J.; Comas, Sara J.; Carr, Mary A.; Alig, Ralph J. 2010b. Sustaining America's urban trees and forests: a Forests on the Edge report. Gen. Tech. Rep. NRS-62. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 27 p
- Oosterbaan A. Michel Kiers, Landelijke kaart "potentiële fijnstofinval door groene vegetaties", (Alterra Wageningen UR), in Melman, T. C. P. en C. M. van der H. 2011. *Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning betekenis en perspectieven. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011*. Wageningen.
- Oosterbaan, A., Tonneijck, A.E.G. 2006. Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak (2006) , Alterra onderzoeksrapport LUWPUBRD_00350279_A502, U Wageningen, 2006
- Pinay, G., B. Gumiero, et al. 2007. Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. *Freshwater Biology* 52(2): 252-266.
- Pribyl, A. L., J. H. McCutchan, et al., 2005. Whole-system estimation of denitrification in a plains river: a comparison of two methods. *Biogeochemistry* 73(3): 439-455.
- Reid V.W. et al 2006. Ecosystems and Human Well-being, Synthesis, A Report of the Millennium Ecosystem Assessment, WRC, 2006
- Resource Analysis 2006, De opmaak van een standaardmethodiek MKBA voor sociaaleconomische verantwoording van grote infrastructuurprojecten in de Vlaamse zeehavens, Definitief eindrapport – Deel A: Standaardmethodiek, Rapport voor Vlaams Ministerie van Mobiliteit en Openbare Werken, Afdeling Haven- en Waterbeleid, 4040-046A-50, nov 2006,
- Ruijgrok, 2006. Kengetallen Waardering natuur, water, bodem en landschap. Hulpmiddel bij MKBA's. Rapport in opdracht van ministerie van LNV
- Schaafsma Marije; Roy Brouwer; Inge Liekens; Leo de Nocker (in prep) Temporal Stability of Preferences and Willingness to Pay for Natural Areas in Choice Experiments: A Test-Retest

Seitzinger, S., J. A. Harrison, et al. 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis. *Ecological Applications* **16**(6): 2064-2090.

Sen A. , Darnell A., Bateman I., Munday P., Crowe A., Brander L., Raychaudhuri, J., Lovett, A., Provins, A., and Foden J., 2012. Economic assessment of the recreational value of ecosystems in great Britain, CSERGE working paper 2012-01.

Shashua-Bar & Hoffmann 2000. *Energy and Buildings* 31: 221-235

Steenefeld, G.J., S. Koopmans, B. G. Heusinkveld, L.W.A. van Hove, and A. A.M. Holtslag, 2011. Quantifying Urban Heat Island Effects And Human Comfort For Cities Of Variable Size And Urban Morphology In The Netherlands., *J. Geophys. Res.*, doi:10.1029/2011JD015988, in press.

Studiecommissie voor de Vergrijzing , 2011. Jaarverslag 2011, Hoge Raad van Financiën

Studiedienst van de Vlaamse Gemeenschap, <http://aps.vlaanderen.be>

Stuurman, R.J., Dierckx, J. and Runhaar, H. 2002. Uitwerking van de methodiek voor de bepaling van de gewenste grondwatersituatie voor natuur in potentieel natte gebieden in Vlaanderen. NITG 02-xxx-B, TNO, Delft.

Tiwary, A, Danielle Sinnett, Christopher Peachey, Zaid Chalabi, Sotiris Vardoulakis, Tony Fletcher, Giovanni Leonardi, Chris Grundy, Adisa Azapagic, Tony R. Hutchings, 2009. An integrated tool to assess the role of new planting in PM 10 capture and the human health benefits: A case study in London, *Environmental Pollution* 157, 2645–2653.

Thoonen M. , Vriens L. en Van Reeth W. , 2012. Advies betreffende de indeling in ecosystemen in de Natuurwaardeverkenner 2.0. INBO A.2012.164

Toerisme Vlaanderen 2009. Toerisme in Cijfers 2008. Cijfers inclusief huurlogies aan de kust

Van Broekhoven E., Somers L. & Tacquenier B., 2012. Overzicht van de boekhoudkundige resultaten van 749 land- en tuinbouwbedrijven Boekjaar 2010 Landbouwmonitoringsnetwerk,

Van der Biest K. 2008. Evaluation of climate change impacts and adaptation responses for marine activities (CLIMAR)- Intermediary report – subdocument coastal General study and evaluation of potential impacts of climate change on the Belgian Part of the North Sea. Waterbouwkundig Laboratorium. 64p

Van de Walle et al. 2005 Growing stock-based assessment of the carbon stock in the Belgian forest biomass. *Annals of Forest Science* 62: 1-12

Van Orshoven J. & Vandenbroucke D. (1993). Handleiding bij Aardewerk Databestand van bodemprofielgegevens. Katholieke Universiteit Leuven, Leuven.

Vislijn, jaargang 2010, infoblad voor de openbare visserij, ANB.

VLM 2012 bemestingsnormen: normen en richtwaarden bemesting 2012

VLM 2011. Nitraartresidurapport 2011. Resultaten van de nitraatresidumetingen in Vlaanderen tot en met de staalnamecampagne van 2010. 40p.

VMM 2007. Jaarverslag water 2007.

Vos, P., Janssen, S., Verhees, L., de Wolff, J., Erbrink, H., 2012. Modelleren van het effect van wegbegeleidend luchtgroen op de luchtkwaliteit. VITO Rapport nr 2012/RMA/R/112, VITO.

VREG, 2013: <http://www.vreg.be/samenstelling-energieprijs>.

VRIND, 2011 Vlaamse regionale indicatoren, Vlaamse Overheid

Zandersen, M. and R.S.J. Tol (2009), A Meta-analysis of Forest Recreation Values in Europe, Journal of Forest Economics, Volume 15, Issues 1-2, January 2009, Pages 109-130.

BIJLAGE A: VERGELIJKING SOORTGELIJKE TOOLS IN EUROPA

De methoden en cijfers zijn onderbouwd door gedegen literatuuronderzoek en empirisch eigen onderzoek in Vlaanderen. We hebben een aantal bestaande soortgelijke tools vergeleken en gekeken naar hun aanpak van bepaalde ecosysteemdiensten. In deze bijlage vindt u een beknopte weergave van onze bevindingen.

Er zijn twee grote groepen van tools:

De ruimtelijk expliciete tools zoals ARIES (Assessment en Research Infrastructure for Ecosystem Services) (<http://ecoinformatics.uvm.edu/projects/aries.html>) en InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs) (<http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html>). Beide tools maken gebruik van kaartdata (afhankelijk van de ecosysteemdienst) om ruimtelijk expliciet de productie van ecosysteemdiensten in te schatten. Aan de hand van deze tools kunnen de effecten op ecosysteemdiensten productie van verschillende management- en landgebruiksscenario's doorgerekend worden. De output van dergelijke tools bestaat uit een reeks ecosysteemdienst specifieke kaartlagen. De gebruiker moet dus zelf alle benodigde kaartdata verzamelen en de te analyseren scenario's omzetten naar potentiële landgebruikskarten. Op basis van deze kaarten berekenen verschillende modellen dan de monetaire waarden van enkele specifieke diensten. De gebruiker moet zelf inschattingen maken van de prijzen en hoeveelheden bijv. hoeveelheid koolstof opgeslagen. InVEST heeft wel een boek dat procesgebaseerde vergelijkingen die gebaseerd zijn op de huidige kennis in het ecosysteemdiensten onderzoek beschrijft. Dit geeft wel een aanknopingspunt om de hoeveelheden te berekenen, maar de tool berekent ze niet zelf. Indien er genoeg data voorhanden zijn, is de tool relatief eenvoudig toepasbaar omwille van een vrij beschikbare ARCGIS toolbox. ARIES daarentegen focust meer op de onzekerheden die gepaard gaan met de productie van ecosysteemdiensten en maakt hiervoor gebruik van Bayesian belief networks. Scenario's doorrekenen aan de hand van ARIES is minder eenvoudig in vergelijking met InVEST en vergt een bredere kennis omtrent de achtergrond van de ARIES tool.

De rekentools die net als de natuurwaardeverkenner een eenvoudige rekenmethode aanbieden voor de kwantificering en waardering van ecosysteemdiensten zoals Alterra WECAN-tool (niet beschikbaar voor het grote publiek) en de Green infrastructure toolkit (<http://www.greeninfrastructurenw.co.uk/html/index.php?page=projects&GreenInfrastructureValuationToolkit=true>) behandelen een uitgebreide waaier van ecosysteemdiensten. De gebruikte methoden zijn voor een deel vergelijkbaar met die van de natuurwaardeverkenner. De natuurwaardeverkenner onderscheidt zich hiervan door meer functies te voorzien waarbij de kwantificering en/of waardering niet enkel gebaseerd is op kengetallen, maar op (vereenvoudigde) berekeningen in de tool die rekening houden met specifieke kenmerken van gebieden en processen in het ecosysteem. De natuurwaardeverkenner maakt schattingen voor meer diensten en gebruikt meer recente cijfers. Net als de Natuurwaardeverkenner zijn dit ook "levende tools" die verder kunnen worden ingevuld naarmate meer en/of betere kennis en data ter beschikking komen.

BIJLAGE B: VAN BWK NAAR ECOSYSTEMEN IN DE NATUURWAARDEVERKENNER

In deze bijlage kan u op basis van de BWK- eenheden de ecosystemen in uw studiegebied in de juiste indeling van de natuurwaardeverkenner plaatsen.

Ecosystemen in de NWV 2.0	BWK-eenheden
rivieren en stilstaande wateren	ad, ad+, ad-, ae, ae-, ae+, aer, aer-, aer+, aev, aev-, aev+, ah, ah-, ah+, ao, ao-, ao+, aom, aom-, aom+, aoo, aoo-, aoo+, ap, ap-, ap+, apo, apo-, apo+, app, app-, app+, k(ae), k(ae-), k(ae+), k(ah), k(ah-), k(ah+), k(ao), k(ao-), k(ao+), k(aom), k(aom-), k(aom+), ka, kn, kn-, kn+, wat
zeekust en estuaria	da, da-, da+, dd, dd-, dd+, dl, dl-, dl+, dla, dla-, dla+, dls, dls-, dls+, ds, ds-, ds+, dz, dz-, dz+, had, had-, had+, hd, hd-, hd+, hdb, hdb-, hdb+, k(da), k(da-), k(da+), k(hd), k(hd-), k(hd+), k(mz), k(mz-), k(mz+), kt(hd), kt(hd-), kt(hd+), mp, mp-, mp+, mz, mz-, mz+, sd, sd-, sd+, sdb, sdb-, sdb+
heide en landduinen	cd, cd-, cd+, cdb, cdb-, cdb+, ce, ce-, ce+, ceb, ceb-, ceb+, ces, ces-, ces+, cg, cg-, cg+, cgb, cgb-, cgb+, cm, cm-, cm+, cmb, cmb-, cmb+, cp, cp-, cp+, cpb, cpb-, cpb+, cv, cv-, cv+, cvb, cvb-, cvb+, k(cd), k(cd-), k(cd+), k(cdb), k(cdb-), k(cdb+), k(ce), k(ce-), k(ce+), k(ceb+), k(cg), k(cg-), k(cg+), k(cgb), k(cgb-), k(cgb+), k(cm), k(cm-), k(cm+), k(cmb), k(cmb-), k(cmb+), k(cp), k(cp-), k(cp+), k(cpb), k(cpb-), k(cpb+), kt(cd), kt(cd-), kt(cd+), kt(cdb), kt(cdb-), kt(cdb+), kt(ce), kt(ce-), kt(ce+), kt(cg), kt(cg-), kt(cg+), kt(cgb), kt(cgb-), kt(cgb+), kt(cm), kt(cm-), kt(cm+), kt(cmb), kt(cmb-), kt(cmb+), kt(cp), kt(cp-), kt(cp+), kt(cpb), kt(cpb-), kt(cpb+), t, t+, dm, dm-, dm+, sm, sm-, sm+, smb, smb-
moerassen	mc, mc-, mc+, mcb, mcb-, mcb+, md, md-, md+, mk, mk-, mk+, mm, mm-, mm+, mr, mr-, mr+, mrb, mrb-, mrb+, mru, mru-, mru+, ms, ms-, ms+, msb, msb-, msb+, k(mc), k(mc-), k(mc+), k(mcb), k(mcb-), k(mcb+), k(mr), k(mr-), k(mr+), k(mrb), k(mrb-), k(mrb+), k(mru), k(mru-), k(mru+), k(ms), k(ms-), k(ms+), k(msb), kt(mc), kt(mc-), kt(mc+), kt(mcb), kt(mcb-), kt(mcb+), kt(mr), kt(mr-), kt(mr+), kt(mrb), kt(mrb-), kt(mrb+), kt(mru)
bossen en struiken	fa, fa-, fa+, fe, fe-, fe+, fk, fk-, fk+, fl, fl-, fl+, fm, fm-, fm+, fs, fs-, fs+, gml, gmn, kp, kp-, kp+, kpa, kpk, kpk-, kpk+, lh, lh-, lh+, lhb, lhb-, lhb+, lhi, lhi-, lhi+, ls, ls-, ls+, lsb, lsb-, lsb+, lsh, lsh-, lsh+, lsi, lsi-, lsi+, n, n-, n+, pa, pa-, pa+, pi, pi-, pi+, pm, pmb, pmb-, pmb+, pmh, pmh-, pmh+, pms, pms-, pms+, pp, ppa, ppa-, ppa+, ppi, ppi-, ppi+, ppm, ppmb, ppmb-, ppmb+, ppmh, ppmh-, ppmh+, ppms, ppms-, ppms+, qa, qa-, qa+, qb, qb-, qb+, qe, qe-, qe+, qk, qk-, qk+, ql, ql-, ql+, qs, qs-, qs+, ru, ru-, ru+, rud, rud-, rud+

	se, se-, se+, sf, sf-, sf+, sg, sg-, sg+, sgb, sgb-, sgb+, sgu, sgu-, sgu+, sk, sk-, sk+, so, so-, so+, sp, sp-, sp+, sz, sz-, sz+, va, va-, va+, vc, vc-, vc+, vf, vf-, vf+, vm, vm-, vm+, vn, vn-, vn+, vo, vo-, vo+, vt, vt-, vt+
bloem- soortenrijke graslanden en ruigte	en ha, ha-, ha+, hab, hab-, hab+, hc, hc-, hc+, hcb, hcb-, hcb+, hf, hf-, hf+, hfb, hfb-, hfb+, hfc, hfc-, hfc+, hft, hft-, hft+, hk, hk-, hk+, hkb, hkb-, hkb+, hm, hm-, hm+, hmb, hmb-, hmb+, hme, hme-, hme+, hmm, hmm-, hmm+, hmo, hmo-, hmo+, hn, hn-, hn+, hnb, hnb-, hnb+, hp+, hpr+, hpr+ + da ₁ , hr, hr+, hrb, hrb+, hj, hj-, hj+, hjb, hjb-, hjb+, hu, hu-, hu+, hub, hub-, hub+, ku, ku+, kub, kub+, k(ha), k(ha-), k(ha+), k(hab), k(hab-), k(hab+), k(hc), k(hc-), k(hc+), k(hf), k(hf-), k(hf+), k(hfb), k(hfb-), k(hfb+), k(hfc), k(hfc-), k(hfc+), k(hft), k(hft-), k(hft+), k(hk), k(hk-), k(hk+), k(hm), k(hm-), k(hm+), k(hmo), k(hmo-), k(hn), k(hn-), k(hn+), k(hu), k(hu-), k(hu+), k(ku), k(ku+), k(kub), k(kub+), k(hp+), k(hr), k(hr+), k(hrb), k(hrb+), k(hj), k(hj-), k(hj+), k(hjb), k(hjb-), k(hjb+)
akker of weiland	bk, bk-, bk+, bl, bl-, bl+, bs, bs-, bs+, bu, bu-, bu+, kl, kq, hx, hp, hpr, hpr-, hr-, hrb-, hpr + da ₁ , hz, ku-, kub-, kj-, k(ku-), k(kub-), k(hr-), k(hrb-)
stedelijk landgebruik	kc, kf, kf-, kg, kz, ki, ko, ua, ua-, uc, ud, ui, ui-, un, un-, ur, ur-, ur+, uv, uv-, spoor, weg

Voor afkortingen zie <http://www.inbo.be/docupload/1080.pdf>

¹ Wanneer er een + teken in het vet tussen twee karteringseenheden staat, moeten de eerste en de tweede eenheid samen geïnterpreteerd worden.

² Het ecosysteem 'akker of weiland' bevat ook de graslanden met verspreide natuurwaarden zoals: hp, hpr-, hr-, hx en ku- + K(KE) (klein landschapselement) of + KE (karteringseenheid).

³ in te vullen als moerasbossen bij verfijning van sommige diensten: sf, sf-, sf+, sfofqb, so, so-, va, va-, va+, vc, vc-, vc+, vf, vf-, vf+, vm, vm-, vm?, vm+, vn, vn-, vn+, vo, vo-, vo+, vt, vt-

Het onderscheid tussen 'bloem- en soortenrijke graslanden en ruigte' en 'weiden en akkers' is, zowel ecologisch als puur visueel/landschappelijk, redelijk arbitrair. INBO heeft hieromtrent een advies uitgebracht, waaruit ook de bovenstaande tabel werd overgenomen (zie achtergrondinformatie bij de Natuurwaardeverkenner). Mogelijk zijn de gegevens op de BWK wel verouderd, want het is niet duidelijk hoe vaak en waar de BWK nog zal geactualiseerd worden in de toekomst. Gezien de mogelijke onnauwkeurigheden van de meeste kaartgegevens op lokale schaal, wordt sterk aanbevolen om bij een waarderingsstudie steeds een terreinbezoek te doen en te overleggen met de gebruiker(s) van het terrein.

BIJLAGE C: KWALITATIEVE OMSCHRIJVING VAN DE VERSCHILLENDE ECOSYSTEEMDIENSTEN

Ecosysteem dienst	Omschrijving
Landbouw productie	Landbouwproductie hangt in grote mate samen met de hoeveelheid landbouwgrond die aanwezig is in een gebied. Afhankelijk van de teelt (grasland-akker) en de bodemgeschiktheid kunnen opbrengsten variëren.
Hout-productie	Houtproductie hangt af van de boomsoort (volgens de boskartering), de bodemgeschiktheid voor deze boomsoort en het oogstregime (onderscheid publiek en privaat beheerde bossen). Bosuitbreiding heeft een positief effect op deze dienst. De invloed van bosvorming hangt af van het type boomsoort.
Lucht-kwaliteit – afvang fijn stof	Luchtkwaliteit hangt af van het type vegetatie. Meer bladoppervlak leidt tot meer afvang van fijn stof. De impact van loofbossen is daarbij lager dan de impact van naaldbossen, vooral in de winter. De omvorming van naaldbossen kan dus een negatief effect hebben op deze dienst. De aanleg van bijkomend bos zal deze dienst doen toenemen.
Reductie geluids hinder	Vermindering van geluidshinder wordt beschouwd binnen de geluidscontouren langs drukke verkeerswegen. Indien er zich zachte bodems en bossen bevinden tussen woningen die geluidshinder ervaren en de verkeersweg is er een effect.
Koolstof opslag biomassa	Deze dienst varieert ongeveer in dezelfde mate als houtproductie. Door omvorming van bos zal koolstofopslag ook variëren. Oogstregimes hebben geen invloed op deze dienst omdat deze afhangt van de jaarlijkse aanwas en niet van de hoeveelheid die wordt geoogst.
Koolstof opslag bodem	In functie van veranderend landgebruik (natuurtype) en veranderend waterbeheer zal de hoeveelheid koolstofopslag worden beïnvloed. Met name herstel van de natuurlijke hydrologie (vernatting) in valleigebieden en depressies en uitbreiding van de natuurtypes 'natte bossen' en 'venen', verhoogt de potenties van deze dienst aanzienlijk.
Preventie overstromingen kust en rivier	Het belang voor overstromen hangt af van waterbufferingscapaciteit en de gevoeligheid van het landgebruik voor overstromen. Baten worden gerealiseerd door verandering van een overstromingsgevoelig landgebruikstype naar een weinig overstromingsgevoelig type. Extra waterbufferingscapaciteit kan worden gecreëerd in gebieden die weinig gevoelig zijn voor overstromingen.
Nutriënt-verwijdering (denitrificatie)	Onder bepaalde gunstige omstandigheden van waterhuishouding kunnen ecosytemen nutriënten (stikstof, fosfor) uit grond- en oppervlaktewater filteren door bacteriële denitrificatie. Bodemvochtgehalte is een belangrijke variabele voor het bepalen van de potentiële denitrificatie. Vernatting verhoogt de potentiële denitrificatie. De actuele denitrificatie zal hoger zijn in gebieden met een hoge nitraatconcentratie in het grondwater, veroorzaakt door (boven)lokale nitraatuitspoeling. Bij conversie van landbouw naar natuur heeft dit een positief effect en wordt ook de vermeden nitraatuitspoeling gekwantificeerd.
Nutriënt-verwijdering (N/P-opslag bodem)	In functie van veranderend landgebruik (natuurtype) en veranderend waterbeheer zal de hoeveelheid koolstofopslag en dus ook stikstof- en fosforopslag in bodem worden beïnvloed. Bij vernatting verhogen ook de potenties voor stikstof- en fosfor-opslag in de bodem door een verlaagde mineralisatiegraad.
Beleving recreanten en toeristen	Beleving van recreanten en toeristen hangt af van het landgebruik en met name van de aanwezige groene ruimte (natuur en landbouw) binnen een studiegebied, de bevolkingsdichtheid (lokaal-gemeente, bovenlokaal en regionaal) en de hoeveelheid groen aanwezig in de omgeving van het studiegebied. Dit hangt ook af van de mate waarin groene ruimte effectief toegankelijk is en voor recreatie is ingericht. Deze aspecten zijn slechts benaderend ingeschat. Voor kwantificering maken we onderscheid tussen natuur&bos en landbouwgebied, maar niet tussen verschillende natuurtypes (bos, heide,...). Voor waardering maken we geen onderscheid tussen types groene ruimte (natuur & landbouw).
Kwaliteit leef-omgeving (woning)	Woningen met zicht op en in nabijheid van groene en open ruimte (natuur en landbouw) bieden hogere woonkwaliteit wat leidt tot een hogere waarde van de woningen. De meerwaarde voor zicht op groen hangt af van de hoeveelheid woningen binnen een

prijzen)	afstand van 100m tot het gebied. Er is ook een meerwaarde op verdere afstand (tot 1 km), maar deze overlapt met recreatie.
Gezondheid	<p>Groene ruimte in de directe leefomgeving heeft een positief effect op de mentale en fysieke gezondheid. De effecten van deze dienst zijn direct gerelateerd aan hoeveelheid inwoners binnen een afstand van 1km tot het studiegebied.</p> <p>De functies om dit te kwantificeren maken geen onderscheid tussen types groene ruimte (landbouw, bos, natuurtypes)</p>
Culturele diensten via uitgedrukte voorkeuren	<p>De uitgedrukte voorkeuren (stated preferences) is een andere methode om beleving van de omgeving en vooral ook waarden zoals bestaanswaarde van natuur, belang van natuur voor huidige en toekomstige generaties te waarderen.</p> <p>Deze methode maakt een onderscheid tussen verschillende landgebruikstypes (landbouw, bloem- en soortenrijke graslanden, bossen, heide, moerassen), de toegankelijkheid van de gebieden, de soortenrijkdom van de gebieden en de kenmerken van de huishoudens (inkomen, lidmaatschap van een natuurorganisatie, leeftijd...)</p>

Colofon

Vlaamse overheid
Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid
Dienst Beleidsvoorbereiding en –evaluatie
Cel Milieueconomie

Onderzoeksteam

Inge Liekens, VITO
Katrien Van der Biest, ECOBE, UAntwerpen
Jan Staes, ECOBE, UAntwerpen
Leo De Nocker, VITO
Joris Aertsens, VITO
Steven Broekx, VITO

Redactie

Marc De Decker, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Tanya Cerulus, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

Lay-out

Dienst Milieucommunicatie en -informatie

Druk

Vlaamse overheid

Beeldmateriaal

Departement Leefmilieu, Natuur en Energie en Stock.XCHNG (cover: Vera Koch)

Verantwoordelijke uitgever

Jean-Pierre Heirman, Secretaris-generaal,
Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Koning-Albert-II-laan 20, bus 8 te 1000 Brussel

Depotnummer

D/2013/3241/219







Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Koning Albert II - laan 20 bus 8 - 1000 Brussel
Telefoon: 02 553 80 11 - Fax: 02 553 80 05 - info@lne.be - www.lne.be