



Natte natuur in het Schelde-estuarium

Een verkenning van de kosten en baten

Bijlagen bij finaal rapport

Leo De Nocker, Steven Broekx, Inge Liekens

Studie uitgevoerd in opdracht van Proses

2004/IMS/N9729/R233



Vito

Augustus 2004

Vito
Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek
Boeretang 200
B-2400 MOL
België

www.vito.be

Ten geleide

In het kader van het Tweede Memorandum van overeenstemming tussen Vlaanderen en Nederland ten aanzien van het Schelde-estuarium (kortweg MvO van Vlissingen 4/3/2002), wensen beide landen een pakket van op de middellange termijn te nemen maatregelen ten behoeve van de veiligheid, de toegankelijkheid en de natuurlijkheid van het estuarium samen te stellen om de 'Langetermijnvisie van het Schelde-estuarium (2030)' te operationaliseren. Dit pakket maatregelen wordt de 'Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium' genoemd. Hiervoor moeten een Strategische milieueffectenrapportage (SMER) en maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA's) worden gemaakt. Het Centraal Planbureau (CPB) en de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (Vito) hebben de MKBA's op hoofdlijnen uitgevoerd.

Dit document is een achtergronddocument bij het hoofdrapport 'Natte natuur in het Schelde-estuarium. Een verkenning van de kosten en de baten.' In dit document wordt dieper ingegaan op de methodologie gebruikt voor het inschatten van de maatschappelijke kosten van landbouw en de maatschappelijke baten van natuur. Ook zijn een aantal gemaakte assumpties bij het OMES-model terug te vinden.

INHOUD

A	Bijlage: Methoden en cijfergegevens Maatschappelijke kost landbouw	5
A.1	<i>Omschrijving van de effecten.....</i>	5
A.2	<i>Waardering van permanent verlies van landbouwareaal in de MKBA.....</i>	6
A.2.1	Opportunitetskosten als uitgangspunt	6
A.2.2	Aanpassingskosten voor verplaatsing van teelten	7
A.2.3	Inschatting alternatieve opbrengsten van grondgebruik	7
A.2.4	Aanpassingskosten voor verlies van arbeidsplaatsen	8
A.2.5	Bestaans- en recreatieve waarde van landschappelijke kwaliteit landbouwgrond	8
A.2.6	Actuele waarde van aanpassingskosten en opportunitetskosten.....	9
A.2.7	Toetsing resultaten aan marktprijzen en literatuur	10
A.3	<i>Referenties</i>	11
B	Bijlage: assumpties van conceptrapport OMES-Model (02-2004)	12
B.1	<i>Aannames voor GGG-modellering</i>	12
C	Bijlage: Bekeken baten.....	14
D	Bijlage: Kengetallen voor de MKBA voorbeeldprojecten NOP	16
D.1	<i>Vermeden kosten beheer rivier: Regulatiebaten</i>	16
D.1.1	Waardering regulatiebaten (algemeen).....	16
D.1.2	Veiligheid tegen overstromen (cat. IV)	18
D.1.3	Beluchting (cat. I).....	19
D.1.4	Nutriëntenverwijdering (N (cat I), P(cat. II))	21
D.1.5	Koolstof (C) (cat. I en II)	28
D.1.6	Sedimentatiebeheersing (cat. I)	31
D.1.7	Binding van zware metalen (cat. IVA).....	35
D.2	<i>Recreatiebaten (cat II)</i>	38
D.2.1	Het Scheldebekken als recreatiegebied	38
D.2.2	Welvaartseffect van de nieuwe gebieden	39
D.2.3	Kwantificering functie beleving	40
D.2.4	Monetarisering	40
D.2.5	Besluit	41
D.3	<i>Productiebaten (cat. IVB)</i>	42
D.3.1	Houtproductie.....	42
D.3.2	Rietproductie	43
D.3.3	Aquacultuur.....	44
D.4	<i>Niet-gebruiksbatens (cat. III)</i>	47
E	Bijlage: Bepaling van de baten van de overstromingsgebieden ten aanzien van erosie en sedimentbeheersing.....	49
E.1	<i>Bodemerosie.....</i>	49
E.1.1	Berekeningen.....	49
E.2	<i>Sedimentatiebeheersing door ontpoldering en gedempt getij</i>	50
E.3	<i>Sedimentatiebeheersing door wetlands.....</i>	51
F	Bijlage : Berekeningen Zware metalen.....	52

A BIJLAGE: METHODEN EN CIJFERGEGEVENS MAATSCHAPPELIJKE KOST LANDBOUW

A.1 Omschrijving van de effecten

Tabel 1 geeft een overzicht van mogelijke effecten van aanleg natuur op landbouw, en in welke mate ze zijn meegenomen in de kosten-baten analyse op kengetallen.

Tabel 1: Geactualiseerde kosten voor permanent verlies van landbouwareaal, voor Vlaanderen en Nederland, en verschillende discontovoeten, in € 2004 per ha

Type effect	Meegenomen
A) Directe effecten op landbouw in het gebied.	
a) Tijdelijke verstoring van de landbouwfunctie tijdens de werken. b) Blijvend verlies van areaal omwille van bestemmingswijziging. c) Verdwijnen van boerderijen. (verwerving / afbraak gebouwen) d) Aangepaste landbouwfuncties (medegebruik, zoute landbouw ¹ ,...).	nee ja, per teelt (VI), alg (Ned via inschatting kosten baten van natuurprojecten
B) Indirecte effecten (voor landbouwers met gronden en/of boerderijen in het gebied)	
a) Grondgebondenheid : effect van verlies gronden op rendabiliteit van het bedrijf (verlies mestafzet, etc...) b) Kosten voor herverwerving van gronden, gebouwen (herbeleggingsvergoeding) c) Aanpassingskosten (verandering van job,...)	Beperkt, kengetal kosten, hoort gedeeltelijk thuis in MKBA beperkt, kengetal
C) Indirecte effecten (voor boerderijen buiten het gebied)	
a) voor landbouwers buiten het gebied b) effecten van veranderd waterbeheer (bijv. verzilting)	Beperkt, kengetallen nee
D) Indirecte effecten (voor andere sectoren)	
a) Overheid : opruimingskosten bij overstroming, administratie b) Overheid : verkaveling, hulp bij aanpassing landbouwsector c) voor andere sectoren buiten het gebied Effecten op met landbouw verwante sectoren, consumenten (prijzen voeding), staatskas (subsidies, werkloosheidsuitkeringen).	ja* kosten, in opslag % nee
E) Effecten op nevenfuncties van het gebied	
a) Verdwijnen van woonfuncties b) Verandering van landschappelijke kwaliteit, recreatie <ul style="list-style-type: none"> a. voor huidige bewoners in het gebied b. voor mensen buiten het gebied. 	Kosten Nee** kengetal

* niet relevant voor deze studie, wel voor beoordeling overstromingsgebieden

** opgenomen in het geheel van bewoners rond het gebied.

¹ Opbrengsten van andere producten zoals riet en wilgen reken we gemakshalve en voor de duidelijkheid niet bij landbouw, maar bij opbrengsten van natuurgebieden (productiefuncties)

Als een bestaand natuurgebied zoals een bos wordt omgezet naar estuariene natuur of wetland, en dit moet gecompenseerd worden binnen de huidige regelgeving, dan zal bij de heraanleg van dat bos ook landbouwgebied verloren gaan. Dit moet op dezelfde wijze worden gewaardeerd als verlies van landbouwareaal binnen het natuurontwikkelingsgebied. Hier bovenop moeten dan de “verplaatsingskosten” van het bos gerekend worden.

Normaliter worden in een kosten-batenanalyse deze effecten afgewogen tegen de verwachte ontwikkelingen in het nulalternatief. Omdat nulalternatief niet of onvoldoende gekend is gaan we voor de MKBA ervan uit dat de gronden in de overstromingsgebieden hun huidige bestemming (landbouw) behouden, evenals hun huidige teelt.

De kosten-batenanalyse is geen landbouweffectrapportage en gaat niet in op mogelijke locale effecten of individuele bedrijven. Het is evenmin een onderbouwing voor onteigenings- of andere vergoedingen.

A.2 Waardering van permanent verlies van landbouwareaal in de MKBA

A.2.1 Opportuïteitskosten als uitgangspunt

In de kosten-batenanalyse worden de baten van de nieuwe functies van de gebieden afgewogen tegen de maatschappelijke kosten. Voor het bepalen van de maatschappelijke kosten staat in een MKBA het begrip opportuïteitskosten centraal. De opportuïteitskosten of alternatieve opbrengsten zijn gelijk aan de baten die de ingezette productiefactoren hadden kunnen opleveren als deze in een ander project waren ingezet. De opportuïteitskost van de investeringsuitgaven zijn de alternatieve opbrengsten die men had kunnen krijgen indien men het geld voor andere doeleinden had gebruikt. Naar landbouw toe onderscheiden we de alternatieve opbrengsten van grondgebruik en arbeid (landbouwers).

Bij de inschatting van de effecten op landbouw wordt ervan uitgegaan dat de meest productieve teelten die niet langer mogelijk zijn binnen het natuurgebied, minder productieve teelten buiten het gebied zullen verdringen.

De totale kosten bestaan dan uit :

- Aanpassingskosten voor verplaatsing van teelten (uitgaven, minderopbrengsten)
- Permanent verlies van landbouwareaal van de minder productieve teelten
- een waardering van grondgebondenheid (bijvoorbeeld mestafzet)
- Permanent verlies van arbeidsplaatsen.

Hiernaast zijn er de vergoedingen voor verwerving van gebouwen en woningen. Deze zijn reeds meegenomen in de inschatting van de projectkosten, en we gaan ervan uit dat zij op een adequate wijze de maatschappelijke kost weerspiegelen voor de verplaatsing van de hiermee verbonden functies. In theorie moet dit gecorrigeerd worden voor eventuele transfers (herbeleggingsvergoedingen om bijv. nieuwe taksen te kunnen betalen) maar deze detaillering wordt in deze studies op hoofdlijnen en kengetallen niet gemaakt.

A.2.2 Aanpassingskosten voor verplaatsing van teelten

Voor projecten in Vlaanderen zijn door de Bodemkundige Dienst van België inschattingen gemaakt per teelt voor de aanpassingskosten. Zij omvatten éénmalige uitgaven ingeschat op 10000 euro. Daarnaast wordt er een productiviteitsverlies ingeschat omdat nieuwe teelten in minder goede omstandigheden of gronden gebeuren (-10 % van opbrengst, gedurende 10 jaar). Voor het totale studiegebied van alle potentiële overstromingsgebieden leidt dit tot een totale kost van 1600 €/ha (aan 4 % discontovoet), maar met grote verschillen tussen teelten. (zie verder)

Voor Nederland wordt een kengetal per ha gebruikt dat geldt als een gebruikelijke verplaatsingsvergoeding (2725 €/ha) (LEI, 2003)

A.2.3 Inschatting alternatieve opbrengsten van grondgebruik

Om de opportuniteitskost van landbouwgrond te bepalen moeten we de bijdrage van de productiefactor grond aan de toegevoegde waarde in de landbouw inschatten. Idealiter moet hiertoe het nulalternatief uitgewerkt worden waarbij gekeken wordt welke optimale bestemming de gronden kunnen krijgen, en hoe (potentiële) landbouwers hun arbeidskrachten zullen inzetten. Omdat de toekomst omtrent vele bepalende factoren erg onzeker is, moet dit met alternatieve scenario's worden afgetast. Er zijn ons evenwel geen studies bekend die deze aanpak volledig volgen. Net als de andere studies zullen wij de bijdrage van grond aan de toegevoegde waarde van landbouw inschatten op basis van informatie over de huidige situatie, en ervan uitgaan dat deze situatie zich doorzet in de toekomst.

Omdat de productie het resultaat is van de inzet van verschillende productiefactoren (grond, arbeid, kapitaal, kennis) is het steeds moeilijk om de bijdrage van één individuele factor goed te schatten. In het geval van landbouw is dit nog moeilijker omdat een groot stuk van de verloning van de inzet van kapitaal en arbeid niet uit de boekhoudingen volgt, maar in de berekening van de toegevoegde waardes wordt ingeschat, aan de hand van kengetallen. Als de inzet van arbeid en kapitaal wordt ingeschat aan de hand van marktprijzen (bijv. CAO lonen voor arbeid) dan is de netto toegevoegde waarde (inkomsten uit productie – alle kosten – berekende vergoeding voor arbeid en kapitaal) voor vele sectoren de laatste jaren negatief, wat betekent dat de landbouwers minder vergoed worden voor hun inzet van arbeid en kapitaal dan wat men volgens marktprijzen zou mogen verwachten. De daling van de tewerkstelling in de landbouwsector weerspiegelt deze economische situatie. Daarom wordt in de landbouwsector vaak de bruto standaard saldi gebruikt, die een maat zijn voor de toegevoegde waarde, exclusief de inzet van arbeid. Dit geeft evenwel een overschatting van de toegevoegde waarde van de productiefactor grond. Om in deze context de toegevoegde waarde van de factor grond in te schatten hebben we de volgende elementen meegenomen :

- De netto toegevoegde waarde, rekening houdend met vergoeding van arbeid, maar exclusief vergoeding voor inzet landbouwgrond. (CLE, 2004, LEI, 2003)
- De verloning voor de inzet van grondkapitaal, zoals dat wordt meegenomen bij de inschatting van de toegevoegde waardes in de landbouwsector. In Vlaanderen zijn

dit de pacht prijzen (CLE, 2004) en in Nederland wordt een specifieke rendementseis op grondkapitaal berekend. (LEI 2003).

- De waarde van grondgebondenheid (bijvoorbeeld afzet van mestoverschotten) binnen huidige regels. Deze waarde is een belangrijk element, maar is per definitie onzeker, en afhankelijk van allerlei ontwikkelingen in het beleid, de sector en technologie. Voor Vlaanderen is deze waarde ingeschat door BDB, op basis van de huidige situatie (270 €/ha). Dit cijfer is ook gehanteerd als een kengetal voor Nederland. Het cijfer zit in bandbreedte van kengetallen gehanteerd in andere studies voor Vlaanderen en Nederland.

A.2.4 Aanpassingskosten voor verlies van arbeidsplaatsen

Voor arbeid wordt ervan uitgegaan dat men na een transactieperiode zijn arbeid in een nieuwe setting terug productief kan aanwenden, hetzij in dezelfde bedrijvigheid (verplaatsing bedrijf of overname), een aanverwante bedrijvigheid (natuurlandbouw, ..) of een andere sector. De maatschappelijke kost is de aanpassingskost om van job te veranderen (als een vuistregel wordt bijv. vaak 8 jaar genomen voor verandering van job) en de eventuele meer- of minderopbrengsten van de nieuwe job. We passen deze vuistregel toe en nemen voor verloren productiviteitsverlies het jaarloon in de landbouwsector voor Nederland (26000 €/jaar, LEI 2003) en voor Vlaanderen het gemiddelde inkomen per arbeidskracht in de landbouwsector (25000 €/jaar, CLE, 2004)

A.2.5 Bestaans- en recreatieve waarde van landschappelijke kwaliteit landbouwgrond

Naast hun productiefunctie voor landbouw hebben deze gronden ook een waarde in functie van de landschappelijke kwaliteit, vooral voor gebieden die reeds verweven zijn met natuurgebieden of gelegen in landschappelijk waardevolle gebieden.

Dit effect wordt niet apart meegenomen bij verlies van landbouwgronden, maar wordt wel meegerekend bij de evaluatie en waardering van de nieuwe natuur. Deze baseert zich immers op studies waarbij het effect wordt ingeschat van de omzetting van een bestaand landbouwgebied naar natuur. Voor zover er informatie voorhanden is rond recreatief gebruik wordt dit meegenomen bij de inschatting van de recreatiebaten van de nieuwe gebieden.

Enkel als men kengetallen hanteert die dit niet doen, moet men ook de recreatie- en bestaanswaarde van het huidige gebied kunnen in kaart brengen. Daarom wordt dit bijvoorbeeld in sommige studies wel gedaan. (zie bijv. Muys, 2000) Er zijn voor het Schelde-estuarium of voor Vlaanderen of Zeeland geen specifieke kengetallen voorhanden om het relatieve belang van landschappelijke kwaliteit te situeren t.o.v. natuur. In de literatuur heeft de recreatie- en bestaanswaarde van landschappelijk waardevol landbouwgebied veel minder aandacht gekregen dan nieuwe natuurgebieden. In een Zweedse studie wordt dit geschat op een 250 €/ha/jaar of 13000 Euro per ha geactualiseerde waarde (4 % discontovoet, middelste scenario voor economische groei) (Drake, 1992, geciteerd in Muys, 2002).

A.2.6 Actuele waarde van aanpassingskosten en opportuniteitskosten

Op basis van de inschattingen per jaar wordt de netto contante waarde berekend van de verwachte stroom van toekomstige toegevoegde waarde. We veronderstellen hierbij dat de toegevoegde waarde mee evolueert met de economische groei, maar aan een trager ritme, met name de helft. Deze waarden worden tot slot verdisconteerd aan 3, 4 en 7 %, consistent met de uitgangspunten voor verdiscontering van de andere parameters.

Dit resulteert in een (afgeronde) centrale schatting van de maatschappelijke kost voor verlies van landbouwareaal van 30000 Euro/ha voor Nederland en iets lager (29000 Euro) voor Vlaanderen, met een bandbreedte van 16000 Euro per ha (discontovoet 7 %) tot 40000 Euro per ha (discontovoet 3%). In verhouding tot de discontovoet variëren de schattingen weinig in functie van de economische groei.

Tabel 2: Geactualiseerde kosten voor permanent verlies van landbouwareaal, voor Vlaanderen en Nederland, en verschillende discontovoeten, in € 2004 per ha

	Nederland			Vlaanderen*		
	Discontovoeten			Discontovoeten		
Kostenposten*	3%	4%	7%	3%	4%	7%
Aanpassingskost eenmalig	2 726	2 726	2 726	1 593	1 593	1 593
Verlies toegevoegde waarde	12 515	8 273	4 102	14 769	9 763	4 840
Verlies mestafzet	13 846	9 153	4 538	13 846	9 153	4 538
Aanpassingskost verlies arbeid	10 627	10 236	9 201	7 707	7 424	6 673
Totaal	39 714	30 387	20 566	37 916	27 932	17 644
<i>Sensitiviteit</i>						
<i>Hoog econ. Groeiscenario</i>	<i>43 244</i>	<i>31 912</i>	<i>20 977</i>	<i>41 715</i>	<i>29 556</i>	<i>18 065</i>
<i>Laag econ. Groeiscenario</i>	<i>33 914</i>	<i>27 559</i>	<i>19 704</i>	<i>31 695</i>	<i>24 933</i>	<i>16 766</i>

* Opm: deze tabel is aangepast ten opzicht van de gedrukte versie
bij centrale schatting van het economische groeiscenario : European coordination , (CPB)
Voor Vlaanderen : voor gemiddelde van de teelten in alle Potentiële overstromingsgebieden
Bron: Vito op basis BDB, CLE, LEI

A.2.7 Toetsing resultaten aan marktprijzen en literatuur

Omdat dit in de praktijk vaak niet mogelijk is om de alternatieve aanwending goed in te schatten wordt vaak marktprijs van de productiefactoren als een benadering genomen van deze alternatieve opbrengst.² Voor het kapitaal wordt de rente als een benadering gebruikt, en deze uit zich in de rendementseis voor het project en de verdiscontering. Voor landbouwgrond kan de grondprijs als een benadering worden genomen. Deze prijs weerspiegelt de netto verwachte netto opbrengst voor de landbouwer over een bepaalde periode, en de verwachte restwaarde (bijv. marktwaarde grond bij pensionering). In deze marktprijs zitten alle bijdragen vervat die de grond levert aan het bedrijf, incl. bijv. de waarde van mestafzet of basisvoorwaarde voor vergunningen.

De centrale schatting van de maatschappelijke kost aan 4 % discontovoet leunt dicht aan bij de marktprijs voor grond in Nederland. (De gemiddelde grondprijs voor bouw en grasland in Zeeland voor 2001 is 30000 Euro (CBS, 2004)). Deze centrale inschatting ligt wel een stuk boven de marktprijs in Vlaanderen (ingeschat op ongeveer 20000 Euro/ha voor het studiegebied, bron RA). We moeten er evenwel mee rekening houden dat voor Vlaanderen de kost verschilt van teelt tot teelt en dat de maatschappelijke kost voor bijv. maïs en grasland een 10 % lager wordt ingeschat terwijl voor hoogwaardige teelten zoals groenten of fruit tot het dubbele van dit kengetal moet worden gerekend.

De centrale schatting van de maatschappelijke kost per ha is hoger dan de berekende kost voor verwerving van landbouwgronden in Vlaanderen (+/- 20000 Euro/ha plus toeslagen (15 %)) en is lager dan de door RWS bouw dienst gehanteerde prijzen voor verwerving van gronden in Nederland (57000 Euro/ha plus toeslagen).

In de literatuur worden dezelfde principes gehanteerd om het permanent verlies van landbouwareaal te waarderen. De invulling van de kengetallen kan eventueel verschillen, wat leidt tot lagere of tot negatieve schattingen voor toegevoegde waarde per jaar (als landbouwproductie wordt gewaardeerd aan wereldmarktprijzen (CES, 2000)) tot hogere waardes als de bruto standaard saldi worden gebruikt (LEI, 2003). Het netto effect is meestal moeilijk vergelijkbaar omdat al dan niet verloren mestproductie wordt meegerekend, andere assumpties over discontovoeten, economische groei, landschappelijke kwaliteit, etc.

Tot slot moeten we opmerken dat een belangrijk uitgangspunt is dat we veronderstellen dat in het nulalternatief de bestemming van deze gronden landbouw blijft. Als dit uitgangspunt wordt losgelaten mag men veronderstellen dat de opportuniteitskost van grondgebruik een stuk hoger zal liggen.

² Dit is een logische veronderstelling, omdat de productiemiddelen nooit zouden worden ingezet als de opbrengst lager zou zijn dan de marktprijs van de productiemiddelen. Wel is er een risico dat de (alternatieve) kosten onderschat worden, omdat er misschien productievere toepassingen van de productiemiddelen zijn. Dit risico is echter beperkt omdat de eigenaren van de productiemiddelen deze wel anders, dat wil zeggen productiever, zouden inzetten (Wijnen, 2002)

A.3 Referenties

CLE, (2003), De rendabiliteit van het landbouwbedrijf, Boekjaar 2001, Centrum voor Landbouweconomie, Pub N° 2.01, april 2003.

Coeterier, J.F., (2002), De betekenis van de omgeving: belevingsonderzoeken de Proeftuinen en andere cultuurlandschappen, Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Alterra-rapport 489.

Cox, Buis, Meire, (2004), concept Datacompilatie in het kader van SMER en MKBA voor de actualisatie van het Sigmaplan, UIA, 2004.

De Nocker L., (2003), Maatschappelijke kosten-batenstudie van de op te stellen Ontwikkelingsschets Schelde-estuarium 2010, Fase 1: Opmaak van het plan van aanpak, Deelaspecten veiligheid tegen overstromen en natuurlijkheid, Eindverslag, Aangepaste versie, april 2003, Vito Mol, 2003.

De Nocker Leo, Liekens Inge, Broekx Steven, (2004b) Maatschappelijke kosten batenanalyse veiligheid tegen overstromen in het Schelde-estuarium, Conclusies op hoofdlijnen, Tussentijds rapport deeltaak 3 in opdracht van Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, LIN AWZ, Afdeling Zeeschelde, door Vito ism Tijdelijke Vereniging Resource Analysis-IMDC, Vito, September 2004.

De Nocker Leo, Broekx Steven, Liekens Inge (2004) Natte natuur in het Schelde-estuarium, Een verkenning van de kosten en baten , Achtergronddocument : bijlagen bij het hoofd rapport, Studie in opdracht van ProSes, Vito, September 2004.

LEI, (2002), Wijnen W. et al, Baten en kosten van natuur, Een regionale analyse van het Roerdal, Rapport 4.02.09, LEI, Den Haag, 2002.

Moons (2001), Kosten-batenanalyse van Bosuitbreiding in Oost-Vlaanderen, Niet-technische Samenvatting, VLINA 0017, Centrum voor Economische Studiën, K.U.Leuven, Laboratorium voor Bos, Natuur en Landschap, K.U.Leuven, CES, Vereniging voor Bos in Vlaanderen , 4 december 2001.

Moons, Eggermont, Hermy, Proost, (2000), Economische waardering van bossen, een case-study van Heverlee-Meerdaalwoud.

Muys, B. et al, 2002, scenario's voor broeikasgasreductie door vastlegging van koolstof en energiesubstitutie: ruimtebeslag, milieu-impact en kostenefficiëntie, K.U.Leuven, 2002.

Muys et al, (2002) scenario's voor broeikasgasreductie door vastlegging van koolstof en energiesubstitutie: ruimtebeslag, milieu-impact en kostenefficiëntie, K.U.-Leuven, 2002.

Vanslambrouck, I., (2002), Economic assessment of landscape amenities provision by farmers, thesis UG, 2003.

B BIJLAGE: ASSUMPTIES VAN CONCEPTRAPPORT OMES-MODEL (02-2004)

In het conceptrapport datacompilatie zijn de eerste simulaties van het met GGG's uitgebreide OMES-model getoond. Duidelijk is dat de aanleg van GGG's een belangrijk effect heeft op het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium. De modelresultaten moeten echter met de nodige omzichtigheid gehanteerd worden. Ze zijn te beschouwen als voorlopige resultaten van onderzoek in uitvoering. De waarden die in dit rapport zijn gegeven dienen indicatief te worden beschouwd. Ze stellen ons in staat om de grootteordes en het relatieve belang van bepaalde processen te schatten. Wanneer in de verdere uitvoering van het sigmaplan gekozen wordt voor GOG-GGG of ontpolderingen zal verdere studie noodzakelijk zijn om de impact op (de kwaliteit van) de Schelde te kwantificeren.

De gegevens voor de zware metalen zijn in kort tijdsbestek gegeneerd. De verwachting is dat de orde van grootte goed is weergegeven. Ze zijn immers gegenereerd met data van de Schelde. Een verificatie is echter nog nodig. Na de gevoeligheidsanalyse van de kostenberekeningen in de MKBA-studie kan nog een keer gericht naar de belangrijke getallen voor financiële waardering worden gekeken.

B.1 Aannames voor GGG-modellering

Een GGG wordt gemodelleerd als een intergetijdengebied, met processen in het sediment zoals die gemodelleerd worden in andere intergetijdengebieden en in het pelagiaal zoals in het Scheldewater. Er werd verondersteld dat de watermassa zich bij elk getij uitspreid over de volledige oppervlakte. Dit is zeker een overschatting, en kan bij verder onderzoek verfijnd worden, door morfologie in rekening te brengen.

Getijregime in het GGG

De berekeningen werden gedaan met een doosmodel voor een GGG. Bijkomstig werd verondersteld dat het vollopen en leeglopen van het GGG voldoende snel gebeurt zodat abstractie van de interactie tussen GGG en Schelde kan gebeuren door de getijslag in het GGG voor te stellen als een blokgolf (zie figuur 2)



Figuur 1 Gemodelleerde tijcurve in het GGG

Op tijdstip T_0 stroomt het GGG onmiddellijk vol. Gedurende de periode T_0 tot T_1 is het water in het GGG volledig gescheiden van het Scheldewater, de waterhoogte wijzigt niet meer en de processen verlopen in het GGG zoals bepaald door de randvoorwaarden. Op tijdstip T_1 loopt het GGG onmiddellijk leeg, en het water wordt gemengd met het water van het compartiment van de Schelde waaraan het GGG gekoppeld is. Tussen T_1 en T_2 staat het GGG leeg, op het restvolume na. Vanaf T_2 herhaalt de hele cyclus zich. De periodes tussen T_0 , T_1 en T_2 worden bepaald door de sluisconstructies, die op hun beurt bepaald worden

door ecologische randvoorwaarden om in het GGG maximale schorontwikkeling te hebben (substantiële variatie tussen dood tijd/spring tij, vermijden stagnant water). In de simulaties werd een getijcyclus van 12,5 uur genomen, waarvan gedurende 10u het GGG vol is, en 2,5u leeg.

De hoogte van het getij in elke getijcyclus voor elk GGG hetzelfde gemodelleerd, hoewel waarschijnlijk is dat dit per GGG anders zal zijn; het wordt immers gedicteerd door de ecologische randvoorwaarden om tot schorontwikkeling te komen. Ook in de dood tij/springtij cyclus is er variatie van het waterpijl in het GGG. De simulaties gebeuren dus met een geschat gemiddelde waterpijl (over 1 tijcyclus en over de dood tij/springtij cyclus) in het GGG. Verschillende voorafgaande studies bekomen waterpijlen van de orde enkele tientallen centimeter. De simulaties in dit rapport gepresenteerd gebeurden met een waterdiepte van 30cm. Gezien het GGG word gemodelleerd als een vlakke doos, bepaalt de waterdiepte meteen het totaal uitgewisselde volume water. Het is mogelijk dat de hoogte van het getij een gevoelige parameter is wat betreft de invloed op de Schelde. Dit moet worden verder worden onderzocht.

C BIJLAGE: BEKEKEN BATEN

Functie	baat	Omgang in MKBA op kengetallen
Relevante kwantificeerbare baten		
Hout- en rietproductie	Vermarktbaar goederen	Potentieel grote baat. Niet meegenomen in MKBA op kengetallen omdat enkel informatie over marktprijzen, geen informatie over oogstkosten, factorkosten, zodat geen netto-opbrengsten kunnen berekend worden.
Aquacultuur	Vermarktbaar goederen	Potentieel grote baat in brakke en zoute zone. Nog lopende studie naar mogelijkheden, RIVO
sedimentatiebeheersing	Vermeden baggerkosten	Meegenomen in MKBA zie bijlage D
Opslag/recycling broeikasgassen	Behalen milieudoelstellingen	Meegenomen in MKBA zie bijlage D
Nutriëntenverwijdering	Vermeden kosten waterzuivering Behalen waterkwaliteitsdoelstellingen	Meegenomen in MKBA zie bijlage D
Beluchting water	Toename vispopulatie	Meegenomen in MKBA zie bijlage D
Begraving zware metalen in bodem	Vermeden kosten waterzuivering Behalen waterkwaliteitsdoelstellingen	Potentieel grote baat. Niet meegenomen in de MKBA wegens controverse of effectief als een baat kan beschouwd worden.
Recreatieve beleving	Hogere waardering gebied bij recreëren	Meegenomen in MKBA zie bijlage D
Woongenot	Verlies uitzicht/toename waarde omgeving	Gedeeltelijk reeds vervat in andere baten (bijv. niet-gebruikswaarde, recreatieve beleving...)
Niet-gebruikswaarde	Bewaren voor zichzelf en voor nageslacht van een stuk open ruimte	Meegenomen in MKBA zie bijlage D
Relevante niet-quantificeerbare effecten: De volgende effecten kunnen niet kwantitatief meegenomen. Ze zijn echter voor de meeste voorbeeldgebieden wel van belang.		
Visproductie	Effecten op commerciële visvangst	Inschatting hoeveelheid extra vis door verbetering waterkwaliteit moeilijk te maken. Deels meegenomen door regulatiebaten die de waterkwaliteit verbeteren (zuurstoftoevoer, nutriëntenverwijdering etc.)
Recreatiefunctie	Effecten op de recreatiesector	Hier is beslist om deze niet mee te nemen in de MKBA omdat

Functie	baat	Omgang in MKBA op kengetallen
		men naar invulling toe alle kanten op kan. Deze zullen in een volgende fase bij project-KBA moeten bekeken worden.
Informatiefunctie	Culturele en artistieke inspiratie	Deels in recreatieve beleving vervat
informatiefunctie	Wetenschappelijke kennis	Deels in recreatieve beleving vervat
Kraamkamerfunctie	Toename visproductie	Gedeeltelijk meegenomen in de niet-gebruikswaarde
Migratiefunctie vogels en vissen	Toename biodiversiteit Toename recreatieve beleving en toename bestaanswaarde	Reeds meegenomen in andere baten in MKBA
Relevante niet-significante effecten: De volgende effecten werden via expert-judgement als niet-significant beschouwd voor de Schelde.		
Waterbuffering en droogtepreventie	Aanvulling van ondergrondse waterreservoirs omdat drainage wordt hersteld.	In de Schelde is dit voor de mens niet van groot belang omdat geen drinkwater wordt gehaald uit de gebieden Niet meegenomen in MKBA
waterstanden	De aanleg van gebieden met gedempt getij kan in Vlaanderen leiden tot een kleine verhoging van de laagwaterstand bij normaal getij, wat de binnenvaart eenvoudiger maakt	Waterstandsmodellering wijst uit dat dit zeer beperkt is (1 à 2 cm ter hoogte van Gent) Niet meegenomen in MKBA
Niet relevante effecten		
Informatiefunctie	Genetische hulpbronnen	Genen komen elders ook voor, dus niet meegenomen in MKBA
productiefunctie	delfstoffenwinning	Komt in de Zeeschelde niet voor, zeker niet als gebieden gecombineerd worden met veiligheidsprojecten
productiefunctie	biochemicaliën	Niet specifiek voor deze natuurtypes
Bescherming tegen schadelijke kosmische invloeden	Behalen milieudoelstellingen	Te klein schaalniveau
Verwijdering verzurende stoffen	Behalen milieudoelstellingen	Niet van toepassing

D BIJLAGE: KENGETALLEN VOOR DE MKBA VOORBEELDPROJECTEN NOP

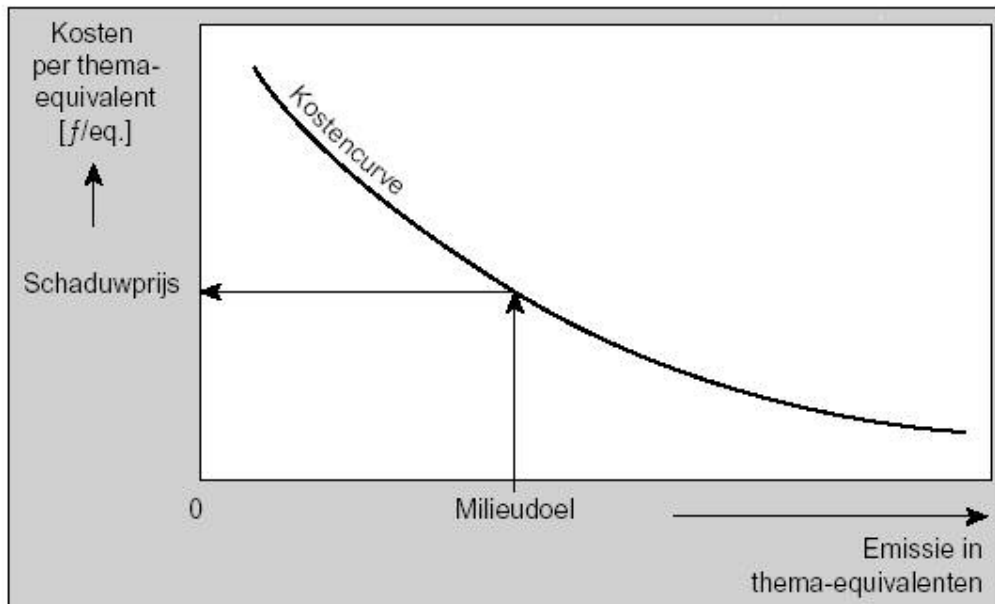
D.1 Vermeden kosten beheer rivier: Regulatiebaten

Regulatiefuncties vertegenwoordigen stromen binnen het estuarium die in principe alleen indirect tot welvaartsstromen leiden. Hoewel de waarde van regulatiefuncties meestal overlapt met die van productie- of informatiefuncties, zijn er situaties waarin ze apart dienen gewaardeerd te worden. Dit is het geval wanneer het niet duidelijk is tot welke hoeveelheid goederen en diensten de regulatiefunctie precies leidt of wanneer we de waarde van de goederen en diensten niet kennen.

D.1.1 Waardering regulatiebaten (algemeen)

De creatie van de natuurgebieden dragen bij tot het realiseren van een reeks van milieudoelstellingen, zoals het verbeteren van de waterkwaliteit, beperking van afvoer van stoffen naar de Noordzee, beperking van de netto lozing van broeikasgassen. Deze doelstellingen zijn geformuleerd door de overheden. Burgers, industrie en andere maatschappelijke actoren moeten maatregelen nemen om deze doelstellingen te bereiken. Hiertoe moeten deze doelgroepen investerings- en andere kosten maken. Hierbij hebben de beleidsmakers impliciet en/of expliciet de baten van de realisatie van de milieudoelstellingen afgewogen tegen de kosten om deze te realiseren, en de doelstellingen weerspiegelen een compromis tussen de wenselijkheid van een maximale milieukwaliteit en de technisch-economische haalbaarheid van de maatregelen. Vaak zijn deze doelstellingen gericht op maatregelen om achterliggende doelstellingen te behalen zoals de bescherming van biodiversiteit, het vrijwaren van drinkwater, vis- of zwemfuncties van waterlopen, het beschermen van de volksgezondheid door beperking van vervuilende stoffen in vis voor consumptie, het beperken van de brede waaier van schadelijke effecten van het broeikaseffect, etc. In de meeste gevallen zijn de maatschappelijke baten van het behalen van deze laatste doelstellingen slechts ten dele gekend of omgeven met grote onzekerheden. Toch hebben op basis van de beschikbare informatie beleidsverantwoordelijken doelstellingen geconcretiseerd, en afgewogen tegen de kosten.

De maatschappelijke baat van de creatie van de natuurgebieden is dat zij het mogelijk maakt om dezelfde milieukwaliteit of milieudoelstelling goedkoper te bereiken of om voor dezelfde kost een hogere milieukwaliteit te behalen. Mocht er een markt bestaan waarop de bijdrage aan het realiseren van de milieudoelstellingen zou worden verhandeld (zoals dat bijv. het geval is voor verhandelbare emissierechten) dan zouden de eigenaars van de natuurgebieden financiële inkomsten kunnen behalen. Omdat dit op het moment voor de relevante milieudoelstellingen niet het geval is, kunnen we deze bijdrage aan de welvaart wel meten via de zogenaamde schaduw prijzen voor deze milieufuncties.



Bron, CE, Milieubarometer MKB, Handleiding en Achtergrond, Delft 2000

Figuur 2: afleiding van schaduwprijs op basis marginale kostencurve en milieudoelstelling

Een schaduwprijs wordt afgeleid van de marginale kostencurve voor het betreffende milieuthema. (Figuur 2) Deze curve geeft voor alle bronnen die dit probleem veroorzaken aan tegen welke kosten een bepaalde doelstelling kan behaald worden. De kosten van de laatste nog net noodzakelijke maatregel om een doelstelling te halen, de zogeheten marginale kosten, vormen de 'schaduwprijs' voor de bijdrage aan het milieuthema (bijvoorbeeld, uitgedrukt per ton emissie) bij een bepaald doelniveau. Deze schaduwprijs weerspiegelt de kosten die de maatschappij er voor over heeft het betreffende milieudoel te bewerkstelligen.

Deze schaduwprijs kan derhalve gehanteerd worden om de bijdrage van de natuurgebieden aan de milieuthema's te waarderen. Ze worden dan gewaardeerd aan de marginale kost om op de meest kostenefficiënte wijze de doelstelling te realiseren. Er moet wel gecontroleerd worden dat de bijdrage van dat gebied aan dat thema 'marginaal' is, dwz. dat bijvoorbeeld door de aanleg van dat gebied de milieudoelstellingen niet reeds worden voorbijgeschoten. Voor de regulatiebaten van natte natuur in het Schelde-estuarium is hiervoor getoetst. Een impliciet uitgangspunt hierbij is wel dat de beleidsmakers in staat worden geacht om bij de beslissing over de milieudoelstelling zelf op doeltreffende wijze alle elementen tegen elkaar af te wegen.

Het is op zich mogelijk dat in de toekomst deze baten kunnen verzilverd worden, omdat er bijvoorbeeld effectief een markt wordt gecreëerd waarbij bijvoorbeeld emissiereducties of gelijkwaardige maatregelen kunnen verkocht worden, zoals er nu een markt voor de verhandeling van CO₂ emissies wordt gecreëerd.

A-priori is het is mogelijk dat tot het aanleggen van de natuurprojecten zou besloten worden louter op grond van het bereiken van deze milieudoelstellingen op een kostenefficiënte manier. Hiertoe worden bijvoorbeeld gelijkaardige projecten overwogen om een

kostenefficiënte strategie te ontwikkelen voor het beperken van afvoer van vervuilende stoffen uit het Rijn- en Elbe-stroomgebied naar de Noordzee (Lise, 2003). In dat geval zou het mogelijk zijn dat de projecten ook reeds worden aangelegd in het nulalternatief. Omdat voor de in voorliggende studie beschouwde projecten de kosten hoger zijn dan de regulatiebaten, lijkt het ons onwaarschijnlijk dat in een kostenefficiënt beleid, deze projecten reeds zouden worden uitgevoerd vanuit het beleid gericht op het realiseren van deze milieudoelstellingen.

D.1.2 Veiligheid tegen overstromen (cat. IV)

Intergetijdengebieden kunnen bijdragen tot een beveiliging van het Scheldebekken tegen overstromen afhankelijk van de locatiekeuze, inrichtingsvariant en de keuze van het beleid. De bijdrage aan de veiligheid van de gekozen voorbeeldgebieden is verwaarloosbaar klein als ze puur vanuit natuuroogpunt worden ingericht. Ontpolderingen kunnen afhankelijk van de locatie wel significant bijdragen tot de veiligheid. Er zijn geen cijfers voor handen voor de voorbeeldgebieden.

Voor extra informatie verwijzen we naar de MKBA Veiligheid tegen overstromen en de MKBA Sigmaplan, Vlaanderen.

D.1.3 Beluchting (cat. I)

Intergetijdengebieden brengen door het contactoppervlak tussen water en lucht te vergroten extra zuurstof in het water. Omdat zuurstofschaarste een knelpunt is in de Zeeschelde, levert deze functie dan ook een baat op.

Knelpunten

De zuurstofhuishouding is een belangrijke factor voor het ecologisch functioneren. Alle hogere dierlijke organismen hangen er rechtstreeks van af en de onrechtstreekse invloed (bijv. invloed op zelfreinigend vermogen) reikt nog verder. De belangrijkste bron van zuurstof in het estuarium komt van de fysische uitwisseling tussen waterkolom en atmosfeer.

Door de organische vervuilingsgraad van het Scheldewater wordt door de mineralisatie ervan, enorm veel zuurstof verbruikt. Hierdoor ontstaan zuurstofarme zones met problemen voor vis en in het algemeen de opbouw van hogere trofische niveau's. (zie ook bij 2.4. koolstof)

Het zuurstofprobleem is een lokaal probleem op de Zeeschelde. Dit heeft vooral te maken met het feit dat de organische belasting bovenstrooms veel groter is dan benedenstrooms. Meer stroomafwaarts is er uitwisseling met zuurstofrijk zeewater. Gecombineerd met een de mineralisatie van het organisch materiaal gaandeweg, worden stroomafwaarts betere zuurstofcondities verkregen. Om de knelpunten op te lossen moeten verschillende maatregelen worden genomen.

Maatregelen

Maatregelen hebben als doel de zuurstofhuishouding in de kritische zones te verbeteren. Dit kan enerzijds door vermindering van de input van organische materiaal en ammonium waarbij zuurstof wordt verbruikt. Anderzijds speelt vergroting van het areaal intergetijdengebieden hier een gunstige rol. Eenzelfde volume water wordt uitgespreid over een groter gebied waardoor het contactoppervlak met de lucht vergroot, waardoor het meer zuurstof kan opnemen. Bovendien wordt het water ondieper: hoe ondieper het water per eenheid van oppervlak, hoe sneller een massa water zuurstof kan opnemen. Een andere factor is de saliniteit. Zoet water neemt beter zuurstof op dan zout water.

Waardering

Een betere zuurstofhuishouding is in het kader van MKBA van belang voor de visproductie. De uiteindelijke welvaartseffecten van deze functie is betere waterkwaliteit, commerciële visvangst, recreatief hengelen en toename van de bestaanswaarde (zie later). Wat betreft de visvangst is het moeilijk in te schatten wat de toename in visproductie is ten opzichte van de extra zuurstofbeschikbaarheid. Zuurstof is immers niet de enige beperkende factor (kraamkamers, migratiemogelijkheden etc.), waardoor voorspellingen moeilijk zijn.

Zuurstoftekort is momenteel wel de belangrijkste beperkende factor voor de waterkwaliteit en de vispopulatie. Daarom berekenen we de waarde voor de beluchting, zijnde de

hoeveelheid zuurstof die in het water wordt gebracht, door de natuurgebieden. Deze wordt berekend via de indirecte marktwaarde (substitutiekost).

Om een monetaire waarde te berekenen van de beluchtingsfunctie van natuurontwikkelingsprojecten langs de Schelde, zijn 3 stappen nodig

- 1: identificatie en kwantificering van de toename
- 2: bepalen van de indirecte marktwaarde
- 3: jaarlijkse baten

1. identificatie en kwantificering

De kwantificering van de beluchting is afhankelijk van de oppervlakte van het gebied, de diepte van het water, het zuurstofgehalte dat reeds in het water aanwezig is en de saliniteit. De indicator voor de waardering van deze functie is mmol O₂ per dag die gereduceerde getijdengebieden/ontpolderingen toevoegen aan het water. Een inschatting van de stijging van zuurstofconcentraties is ingeschat voor de potentiële gecontroleerde gereduceerde getijdengebieden door het OMES-model. Als jaarlijks gemiddelde over het ganse estuarium stijgen de zuurstofconcentraties met 10 mmol O₂/m³

Voor de Nederlandse voorbeeldgebieden speelt deze problematiek niet. Langs de Westerschelde zal de toevoer van zuurstof aan het water in de natuurgebieden niet groot zijn aangezien het zuurstofgehalte reeds hoger is en ook de saliniteit toeneemt. Hier leidt de beluchting niet tot een effect op het Scheldewater.

2. bepaling indirecte marktwaarde

Als men weet hoeveel een natuurgebied aan zuurstof toevoegt, kan men de beluchting van een waterzuiveringsinstallatie met een vergelijkbaar debiet hieraan linken. Hier is in de literatuur weinig over terug te vinden. Als hier geen relevante gegevens kunnen gevonden worden in kader van het Sigmaplan, wordt deze post kwalitatief meegenomen. (Gegevens worden indien voorhanden aangeleverd door Witteveen en Bos)

3. jaarlijkse baten

Door de kwantificering van het aantal mmol O₂ per hectare per jaar te vermenigvuldigen met het aantal ha retentieoppervlakte en de substitutiewaarde bekomen in 2. krijgen we een jaarlijkse baat van de beluchtingsfunctie. In de tijd zal de totale reaeratie van de intergetijdengebieden afnemen indien de waterkwaliteit van de Schelde zich aanzienlijk zou verbeteren. De totale reaeratie is immers evenredig met het verschil van de huidige concentratie met de saturatieconcentratie³. We veronderstellen dat er steeds een zekere mate van organische vervuiling in het water terechtkomt waardoor het saturatiepunt niet bereikt wordt. Hier is ook op te merken dat er sprake is van dalende meeropbrengsten: indien er reeds veel intergetijdengebieden liggen, zal de zuurstofconcentratie al hoog zijn en zal een bijkomend gebied minder zuurstof per ha toevoegen. Aangezien het knelpunt zich voornamelijk in het zoete deel voordoet is het dus belangrijk om de locaties van de gebieden

³ de saturatieconcentratie is de maximale concentratie zuurstof die een volume water kan bevatten bij gegeven temperatuur en saliniteit

goed te kiezen. We nemen deze baten enkel mee in de zoete en brakke voorbeeldgebieden en houden ze jaarlijks constant.

Tabel 1: waardering van beluchtingsfunctie

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (mmol O ₂ /ha.jaar)	Waarde (€/kg)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	23466 (1890-42210)	1,40E-04	3,29 (0,26-5,91)
	brak	10272 (8610-11970)	1,40E-04	1,44 (1,21-1,68)
	zout	verwaarloosbaar		0
Gereduceerd getij	zoet	23466 (1890-42210)	1,40E-04	3,29 (0,26-5,91)
	brak	10272,31 (8610-11970)	1,40E-04	1,44 (1,21-1,68)
	zout	verwaarloosbaar		0
Binnendijkse natuur	zoet	PM		0
	brak	PM		0

D.1.4 Nutriëntenverwijdering (N (cat I), P(cat. II))

Intergetijdengebieden verwijderen nutriënten uit de waterkolom. Dit heeft een baat omdat er momenteel een teveel aan nutriënten wordt afgevoerd en in de Noordzee terecht komt.

Knelpunten

Stikstof en fosfor komen in het Scheldewater terecht via rioleringsstelsels en waterzuiveringsinstallaties en via verschillende diffuse bronnen. De verbeterde waterkwaliteit (o.a. door maatregelen in landbouw en de bouw van waterzuiveringsinstallaties) uit zich in een verschuiving van de verschillende stikstofvormen naar meer nitraat. Om nitraten te verwijderen uit de waterkolom moet denitrificatie plaatsvinden in een zuurstofarm milieu. Uit het MOSES-model (voorloper OMES-model) volgt dat een groot deel van de denitrificatie momenteel in de waterkolom plaatsvindt. Dit komt door de zuurstofschaarste in de Zeeschelde. Door verbetering van de waterkwaliteit en dus een verbetering van de zuurstofconcentraties wordt dit proces in de waterkolom bemoeilijkt en zullen bufferzones een belangrijkere rol gaan spelen in de toekomst. (Paradox van de Schelde)⁴

De beperking van de input van nutriënten is niet alleen belangrijk voor het Schelde-estuarium zelf, maar ook voor onze kustwateren. Een overmaat aan nutriënten maakt dat silicium, een essentieel element voor nuttige kiezelwieren limiterend werkt. Hierdoor ontstaat een verschuiving van fytoplanktongemeenschappen naar niet-siliciumafhankelijke en (voor natuur, visserij en toerisme) schadelijke of hinderlijke micro-organismen.

⁴ voor meer informatie hieromtrent zie publicaties van Instituut van Natuurbehoud o.a. Natuurherstelplan Zeeschelde

Maatregelen

Ook hier geldt dat in eerste instantie de nutriëntentoevoer naar de Schelde aan de bron moet worden aangepakt.

Het herstel van de natuur langs de Schelde kan bijdragen aan de nutriëntenopname en – verwijdering. Dit kan door het vergroten van het buitendijks areaal (ontpoldering) of door binnendijkse gebieden onder getijdeninvloed te brengen (gereduceerd getij). Door water dat zijwaarts de rivier instroomt, langer te bufferen in binnendijkse wetlands, kan de doorvoer van materiaal van land naar de Schelde verminderd worden. Het effect hiervan op de waterkwaliteit van de Schelde is eerder beperkt.

Het effect van intergetijdengebieden wordt belangrijker naarmate de denitrificatie in de rivier zelf daalt door een verbeterd zuurstofgehalte.

Intergetijdengebieden en binnendijkse wetlands kunnen nutriënten op een aantal manieren verwijderen uit het oppervlaktewater:

- via sedimentatie (begraving⁵)
- via opname door de vegetatie (slechts tijdelijk, want door afsterven komt het opgenomen materiaal terug in het ecosysteem, tenzij de vegetatie gemaaid wordt)
- via denitrificatie van nitraat naar stikstofgas.

Daarnaast kan ook de opname van ammonium door plankton bijdragen aan de verwijdering van stikstof. Als dit plankton afsterft ontstaat er autochtoon materiaal dat kan gemineraliseerd worden (wat terug stikstofbronnen in het water brengt). Het materiaal kan ook begraven worden. Dan wordt het volledig verwijderd uit de waterkolom.

Fosfaten spelen ook een belangrijke rol bij de eutrofiëring van onze oppervlaktewaters. Fosfor ‘verwijdering’ uit de waterkolom kan enkel door sedimentatie en begraving. Bodems houden fosfor goed vast.

Waardering

Nutriëntenverwijdering wordt gewaardeerd via de indirecte markt methode (schaduwprizen/substitutiekost)

In het kader van stikstofverwijdering en fosforverwijdering uit de Schelde zal men het meest kostenefficiënte scenario kiezen uit het voorzien van een denitrificatiestap bij een waterzuiveringsstation met dezelfde capaciteit als de natuurlijke functie of het nemen van maatregelen die worden genomen om gebruik van meststoffen in de landbouw te verminderen (met lagere verliezen in oppervlaktewater tot gevolg).

Om een monetaire waarde te berekenen van de nutriëntenverwijdering van natuurontwikkelingsprojecten langs de Schelde, zijn 3 noodzakelijk stappen nodig

1: identificatie en kwantificering van de toename

⁵ de nutriënten en andere stoffen slaan samen met het sediment neer in het intergetijdengebied. Ophoping van nutriënten in het sediment. Bij modelberekeningen werd vastgesteld dat de aanvoer van materiaal groter was dan de afbraak. Er is dus accumulatie in de bodem. Het is een hypothese dat deze een maat is voor effectieve verwijdering uit de waterkolom.

- 2: bepalen van de indirecte marktwaarde
- 3: jaarlijkse baten

1. identificatie en kwantificering van het reductie-effect

De kwantificering van het reductiepotentieel is afhankelijk van de retentievlaakte, de stikstofvracht en de mate van denitrificatie. De retentievlaakte is op haar beurt afhankelijk van het aantal dagen van overstromen, duur en snelheid van overstromen, en de oppervlaakte en vooral vorm van het gebied. De stikstofvracht is afhankelijk van de concentratie en afvoer (watervolume per tijdseenheid). Ook van belang zijn factoren die het transport van water in het sediment stimuleren (bijv. bioturbatie door benthos)

Voor de voorbeeldgebieden langs de Zeeschelde werden hoeveelheden N die begraven of gedenitrificeerd werden, berekend met het OMES-model. Bij deze berekeningen werd rekening gehouden met de toename in zuurstofconcentratie veroorzaakt door de gebieden.

Resultaat:

Denitrificatie gaat intenser door in het zoete gedeelte dan in het brakke en zoute gedeelte. De cijfers zijn dan ook zonespecifiek. Gemiddeld wordt 3 mmol N per dag per m² verwijderd over de gehele Zeeschelde. Omgerekend naar de indicator in kg N/ha.jaar betekent dit dat een gereduceerd getijdengebied gemiddeld 153 kg N/ha.jaar verwijderd door denitrificatie. Begraving door sedimentatie en opname door vegetatie mogen hier bij opgeteld worden om de totale N-verwijdering te weten. Voor opname door vegetatie werden geen waarden gegenereerd.

Dezelfde scenario's worden in een volgende fase ook doorgerekend voor ontpoldering. Vermoedelijk ligt de denitrificatie daar iets hoger.

Binnendijkse gebieden worden niet in de modellering meegenomen. Binnendijkse wetlands zullen wel degelijk nutriënten tegenhouden zodat ze niet in de Schelde terechtkomen. Hoe groot juist de impact is op het Schelde-estuarium is niet gekend. Een vergelijkende studie oevergebieden en moerasland wijst uit dat de waarden in dien grond- en watersamenstelling hetzelfde zijn, vergelijkbaar zijn met elkaar. (Verhoeven, Whigham et al, *Wetlands* Vol.21, 2001).

Tabel 2: Overzicht van denitrificatie en begravingswaarden voor stikstof op basis van simulatieresultaten met het OMES-model

	Denitrificatie(kg N/ha.jaar)			Begraving (kg N/ha.jaar)		
	Min	Gem	Max	Min	Gem	Max
Modelgetallen						
Brak		107			148	
Zoet		176			148	
Literatuuronderzoek UA	31		1092	31		270

(Bron: UA, omgerekend naar indicator)

Tabel 3: Overzicht van denitrificatie en begravingswaarden voor stikstof op basis van beperkt literatuuronderzoek voor N

Soort gebied	Denitrificatie (kg N/ha.jaar)		Begraving (kg N/ha.jaar)		Vegetatie (kg N/ha.jaar)	
	min	Max	min	max	min	max
Natuurlijk natte gebieden	30	690				
Aangelegde natte gebieden		1260				
overstromingsgebied	200	500				
Wetland voor waterzuivering	200		214		370	

Bron: De Groot et al (2002), Dennhardt et al (2002), en andere

De waarden van het model zijn een benaderde minimale waarde zoals die te verwachten is in de Schelde. Ze zullen waarschijnlijk hoger liggen door een behoudende keuze in de parametrisatie van de mineralisatieprocessen, waar denitrificatie er één van is.

Voor fosfaten zijn geen cijfers gegenereerd door het model. Hiervoor baseren we ons op literatuurgegevens.

Tabel 4: eigen beperkt literatuuronderzoek voor P

Soort gebied	Begraving (kg P/ha.jaar)		Vegetatie (kg P/ha.jaar)	
	min	max	min	max
Natuurlijk natte gebieden	12	20		
Aangelegde natte gebieden	4	56		
slikken		100		
Wetland voor waterzuivering		49		33

Bron: De Groot et al (2002), Dennhardt et al (2002), en andere

De cijfers voor begraving van P die zullen gebruikt worden in deze studie zijn een inschatting op basis van de literatuur.

Ook in vegetatie in de overstromingsgebieden kan stikstof gefixeerd worden (vb. inrichtingsvariant wetlands in de GOG's). Indien een maaibeheer wordt ingesteld, wordt de vegetatie weggehaald uit het systeem en wordt daarmee ook de stikstof verwijderd. De stikstof zal weliswaar elders vrijkomen, maar zal daar mogelijk een minder negatief effect hebben.. Gezien het korte tijdsbestek van de studie kon dit effect niet meegenomen worden.

2. bepalen van indirecte marktwaaarde

Het primaire doel is de verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit door de reductie van de nutriëntenvracht in de Schelde. Om dit op een andere wijze dan door natuurherstel te verwezenlijken zal men de stikstofvracht naar de Schelde moeten verminderen enerzijds door de puntbronnen aan te pakken anderzijds door beleidsmaatregelen te nemen om de emissie door diffuse bronnen te verminderen.

Als substituuat voor de nutriëntenverwijdering van een intergetijdengebied kan de denitrificatiestap bij waterzuiveringstations dienen. Momenteel is men reeds bezig met waterzuiveringsstations op dit vlak aan te passen. In de toekomst worden door de technische en betere zuivering van het huishoudelijk afvalwater de emissie van de diffuse bronnen nog belangrijker. Daarom kan je naast technische oplossingen van waterreiniging ook de schaduwprijs van beleidsmaatregelen op vlak van nutriëntenbeperking meenemen. Het gaat hier dan voornamelijk om maatregelen om meststoffengebruik in de landbouw te beperken.

We bekijken in de MKBA 2 alternatieven:

- extra investerings- en werkingskosten voor bijbouwen denitrificatiestap bij bestaand station
- extra kosten van maatregelen om de input van nutriënten uit de landbouw te verminderen

tabel 5: beperkt literatuuronderzoek rond schaduw prijzen en substitutiekosten

maatregel	€/kg N		€ kg P	
	min	max	min	max
waterzuiveringsstation	5,1 3,9 2,2 11	7,7 35,1 7,7 31	8,5 5	20
beleidsmaatregelen	2			
Ongespecificeerd	2,9	257,8		
teeltwijziging	2,9	8,8		
Niet gespecificeerd	2,5			
mestverwerking	9,3	21	8,5	11,5
Niet gespecificeerd	3,80		9	28

Bron: Dijkmans et al (2002), De Groot et al (2002) CIW (2004), Dennhardt et al (2002)

In de MKBA worden de cijfers van de Commissie voor integraal waterbeheer in Nederland (CIW, 2004) namelijk 2,20 €/kg N en 8,5€/kg P aangenomen als inschatting. Deze keuze wordt gemaakt omdat in de toekomst maatregelen mogelijk goedkoper zijn door technologische verbetering.

Als sensitiviteit nemen we nog een gemiddelde waarde mee van 10€/kg N en 20€/kg P

3. jaarlijkse baat

Door de kwantificering van het aantal kg N per hectare per jaar te vermenigvuldigen met het aantal ha retentieoppervlakte en de vervangingswaarde bekomen in 2. krijgen we een jaarlijkse baat van de functie stikstofverwijdering.

timing

Denitrificatie start in jaar 1 na aanleg. Denitrificatie is positief gecorreleerd met de organische belasting en de nitraatconcentratie. Indien door andere beleidsmaatregelen de input van nitraat zou dalen, vermindert ook de denitrificatie. De veronderstelling wordt gemaakt dat het beleid eventuele kosten bespaart voor andere maatregelen door het aanleggen van de Intergetijdengebieden zodat denitrificatie doorloopt zolang het gebied er is. N- en P-begraving starten van jaar 1 na aanleg maar lopen slechts door tot jaar 15 à 20 na aanleg omdat ze samenhangen met sedimentatie.

Tabel 6: waardering nutriëntenverwijdering: denitrificatie(cat. I)

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (kg N/ha.jaar)	Waarde (€/kg)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	176 (100-500)	2,5 (2,2-10)	440 (220-5000)
	brak	107 (30-500)	2,5 (2,2-10)	267,5 (66-5000)
	zout	107 (30-500)	2,5 (2,2-10)	267,5 (66-5000)
Gereduceerd getij	zoet	176 (100-500)	2,5 (2,2-10)	440 (220-5000)
	brak	107 (30-500)	2,5 (2,2-10)	267,5 (66-5000)
	zout	107 (30-500)	2,5 (2,2-10)	267,5 (66-5000)
Binnendijkse natuur	zoet	102 (100-400)	2,5 (2,2-10)	255 (220-4000)
	brak	102 (30-400)	2,5 (2,2-10)	255 (66-4000)

*Tabel 7: waardering nutriëntenverwijdering: N-begraving (cat. I)**

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (kg N/ha.jaar)	Waarde (€/kg)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	148 (148-250)	2,5 (2,2-10)	370 (326-2500)
	brak	148 (148-250)	2,5 (2,2-10)	370 (326-2500)
	zout	148 (148-250)	2,5 (2,2-10)	370 (326-2500)
Gereduceerd getij	zoet	148 (148-250)	2,5 (2,2-10)	370 (326-2500)
	brak	148 (148-250)	2,5 (2,2-10)	370 (326-2500)
	zout	148 (148-250)	2,5 (2,2-10)	370 (326-2500)
Binnendijkse natuur	zoet	PM		
	brak	PM		

Tabel 8: waardering nutriëntenverwijdering: P-begraving (cat. II)*

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (kg P/ha.jaar)	Waarde (€/kg)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	25 (5-50)	8,5 (8,5-20)	212,5 (42,5-1000)
	brak	25 (5-50)	8,5 (8,5-20)	212,5 (42,5-1000)
	zout	25 (5-50)	8,5 (8,5-20)	212,5 (42,5-1000)
Gereduceerd getij	zoet	25 (5-50)	8,5 (8,5-20)	212,5 (42,5-1000)
	brak	25 (5-50)	8,5 (8,5-20)	212,5 (42,5-1000)
	zout	25 (5-50)	8,5 (8,5-20)	212,5 (42,5-1000)
Binnendijkse natuur	zoet	PM		PM
	brak	PM		PM

D.1.5 Koolstof (C) (cat. I en II)

Intergetijdengebieden en binnendijkse wetlands dragen bij aan het verminderen van de koolstofvracht in de waterkolom enerzijds, en anderzijds aan het beperken van de netto-uitstoot aan broeikasgassen door opname in vegetatie. Het eerste mechanisme is het enige waardoor vastlegging op relatief lange termijn gebeurt. Door fytoplankton of hogere planten gefixeerde koolstof komt grotendeels weer vrij na afsterven en mineralisatie van deze organismen.

Knelpunten

Het Schelde-estuarium krijgt een grote vracht koolstof te verwerken. De C-vracht wordt voor een groot deel in het estuarium zelf verwerkt, wat leidt tot een ontoelaatbaar hoge zuurstofvraag. Er treden zo in het water zuurstofarme condities op. Dit zorgt voor onaangename omstandigheden voor hogere dierlijke organismen. Bovendien geeft de koolstofverwerking aanleiding tot een enorme uitstoot van CO₂.

Maatregelen

Het is in eerste instantie van belang om de koolstofvracht aan te pakken aan de bron. De opvatting is gangbaar dat de zuivering van het afvalwater van Brussel zal leiden tot een herstel van de Schelde. Maar zelfs na doorgedreven waterzuivering blijven bijkomende maatregelen noodzakelijk om de zuurstofvraag te compenseren. Er blijven immers diffuse vervuilingsbronnen bestaan.

Organisch materiaal kan naast mineralisatie ook uit de waterkolom verwijderd worden doordat het sedimenteert op de bodem van intergetijdengebieden. Als de afbraaksnelheid kleiner is dan de sedimentatiesnelheid, zal accumulatie in de bodem optreden. Dit draagt ook bij tot de stikstofverwijdering aangezien organisch materiaal ook een stikstofinhoud bevat. Dit leidt er bovendien toe dat CO₂-uitstoot vermeden wordt.

De CO₂-uitstoot kan 'gecompenseerd' worden door de stimulering van primaire productie. Ook hierbij spelen intergetijdengebieden een belangrijke rol. Deze 'compensatie' treedt enkel op wanneer er een omzetting is naar refractair (niet reactief) materiaal (zie verder).

Met name het wetland, gereduceerd getij en de ontpoldering dragen bij aan het beperken van de netto uitstoot aan broeikasgassen, doordat zij koolstofdioxide vastleggen door netto primaire productie van vegetatie⁶. Het effect waar het om draait, is de netto koolstofvastlegging; het verschil tussen vastlegging en afbraak. De CO₂ die door primaire productie is opgeslagen in biomassa, wordt weer vrij gemaakt via afbraakprocessen⁷. De netto koolstofopslag is op korte termijn (enkele decennia) groot bij ecotopen die hoge netto primaire productie hebben, ofwel snel groeien, zoals de typische natte ecotopen riet en wilgenvloedbos. Het gaat hier om opslag in levende biomassa. Wanneer deze ecotopen volwassen zijn is er bijna geen netto opslag meer. De netto koolstofopslag is op lange termijn (enkele eeuwen) groot bij ecosystemen met een trage afbraak, zoals hoogvenen. Het gaat hier om opslag in dood organisch materiaal in de bodem. De netto opslag is hier op jaarbasis kleiner dan bij bijvoorbeeld rietvegetaties, maar zij duurt wel eeuwen voort. Tabel 11 schetst een overzicht van de netto koolstofvastlegging van een aantal ecotopen.

Tabel 9: koolstofvastlegging per ecotoop

Ecotoop	Gemiddelde vastlegging
Rivierbroekbos	3,6 ton C per ha per jaar (in volle groei)
Onbeheerd bos	1,9 tot 3,5 ton C per ha per jaar (gemiddeld over 30 jaar)
Laagveen (levend)	0,57 ton C per ha per jaar (en 2,3 ton C per ha per jaar minder oxidatie)
Riet	6,8 ton C per ha per jaar (in volle groei)
Schorren en slikken	???

Bron: Goossen e.a. (1996) en Spieksma (19..)

Waardering

In beide gevallen is het welvaartseffect de bijdrage aan het milieuthema klimaat. Het beperken van de CO₂-uitstoot heeft op zich geen markt. Om deze functie te waarderen rekenen we met de vermeden kosten voor CO₂-uitstoot die gemaakt worden in België inzake het klimaatbeleid.

- 1: identificatie en kwantificering van het reductie-effect
- 2: bepalen van indirecte marktwaarde
- 3: jaarlijkse baat

1. identificatie en kwantificering van het reductie-effect

De hoeveelheid C die door begraving verdwijnt uit het systeem wordt door het OMES-model ingeschat. In een gereduceerd getij vindt een opbouw plaats van langzaam afbreekbaar organisch materiaal. Een grootteorde van 1,5 ton C/ha.jaar wordt ingeschat.

(Bron: UA)

⁶ Dat is het verschil tussen fotosynthese (koolstof input bij licht) en respiratie (koolstof uitstoot 's nachts).

⁷ Dood organisch materiaal wordt door micro-organismen afgebroken en omgezet tot CH₄ of CO₂. De afbraaksnelheid van het organisch materiaal wordt bepaald door de zuurstofbeschikbaarheid. Onder natte anaërobe omstandigheden wordt CH₄ gevormd. Dit afbraakproces verloopt relatief traag. Onder droge aërobe omstandigheden wordt CO₂ gevormd en dat afbraakproces verloopt sneller. Het verschil tussen de vastlegging en afbraak is de netto koolstofopslag.

Vastlegging door assimilatie in vegetatie of fytoplankton kan niet meegenomen worden in het OMES-model. Dit wordt op basis van literatuurstudie rond assimilatie in helofytenvegetatie en wilgenvegetatie berekend door Witteveen & Bos.

2. bepalen van de indirecte marktwaarde

De marginale kost om de Kyotodoelstelling te halen wordt als proxy gebruikt voor de waarde van deze functie.

Idealiter zou de beperking van uitstoot van broeikasgassen kunnen worden gewaardeerd aan de hand van de vermeden schade als gevolg van het broeikaseffect. Dit is evenwel problematisch. De mogelijke effecten van de opwarming van de aarde kunnen maar heel gedeeltelijk worden ingeschat en gekwantificeerd, en deze effecten omvatten zowel baten (voor landbouw, minder stookkosten) als kosten (zeespiegelstijging, koelkosten,...). In de literatuur worden de netto kosten van de gekende effecten begroot op 0 tot 16 € per ton CO₂-equivalent, als geactualiseerde kost voor de effecten tot 2100, met als centrale waarde 2.4 € per ton CO₂eq. (Tol, 2002) Rekent men effecten mee op langere termijn, dan stijgen de onzekerheden enorm. De schade als gevolg van het broeikaseffect doet zich vooral voor in het Zuidelijk halfrond en in de armere landen.

Gegeven deze onzekerheden en beperktheden worden in de meeste studies over externe kosten de reductiekosten methode gehanteerd. Hierbij worden de kosten van het terugdringen van de jaarlijkse CO₂-uitstoot tot het niveau om de Kyoto-normen te bereiken gehanteerd als een proxy voor de maatschappelijke kost van een ton CO₂ emissies. Deze kosten doen zich voor in het land van uitstoot.

De kosten om de Kyoto doelstelling te bereiken hangen grotendeels af van de gevolgde beleidskeuzes om deze doelstelling te bereiken. Als een kostenefficiënte benadering wordt gevolgd (bijv. via het instrument van emissiehandel) kunnen de kosten beperkt zijn (tot orde van grootte 20 € per ton CO₂eq. als de goedkoopste maatregelen binnen Europa worden genomen. De kost kan nog lager als de CO₂ reductiedoelstellingen mogen behaald worden via internationale samenwerking (bijvoorbeeld internationale handel (tot 5 € per ton CO₂ eq.). Als de doelstellingen op nationaal niveau moeten gehaald dan zullen de kosten hoger zijn, bijv. tot 90 € per ton voor België. Wij rekenen in deze studie met 20 € per ton CO₂eq. in de basisschatting omdat het hier gaat om een Europese vraagstelling.

Deze waardering is dezelfde als de waardering van de uitstoot van CO₂ emissies voor de inschatting externe /milieuschadeprijzen van achterlandvervoer (MKBA toegankelijkheid).

Als we deze waarden wensen om te zetten naar waarden voor C moeten we de bedragen vermenigvuldigen met 3,3 aangezien het gewicht van C ongeveer 3,3 maal kleiner is dan het gewicht van CO₂.

3. jaarlijkse baat

timing

De beperking van de CO₂ uitstoot door begraving van organisch materiaal loopt samen met de sedimentatie. Met andere woorden is deze baat beperkt in de tijd.

Tabel 10: waardering beperking CO₂-uitstoot door begraving(cat. I)*

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (ton C/ha.jaar)	Waarde (€ton)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	1,5	66 (66-165)	99 (99-247,5)
	brak	1,5	66 (66-165)	99 (99-247,5)
	zout	1,5	66 (66-165)	99 (99-247,5)
Gereduceerd getij	zoet	1,5	66 (66-165)	99 (99-247,5)
	brak	1,5	66 (66-165)	99 (99-247,5)
	zout	1,5	66 (66-165)	99 (99-247,5)
Binnendijkse natuur	zoet	PM		PM
	brak	PM		PM

Tabel 11: waardering opname CO₂ door assimilatie van vegetatie (cat. II)

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (ton CO ₂ /ha vegetatiejaar)	Waarde (€ton)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet wilg	3,6	66 (66-165)	237,5 (237,5-594)
	zoet riet	6,8	66 (66-165)	449 (449-1122)
	brak	6,8	66 (66-165)	449 (449-1122)
	zout	6,8	66 (66-165)	449 (449-1122)
Gereduceerd getij	zoet wilg	3,6	66 (66-165)	237,5 (237,5-594)
	zoet riet	6,8	66 (66-165)	449 (449-1122)
	brak	6,8	66 (66-165)	449 (449-1122)
	zout	6,8	66 (66-165)	449 (449-1122)
Binnendijkse natuur	zoet wilg	3,6	66 (66-165)	237,5 (237,5-594)
	zoet riet	6,8	66 (66-165)	449 (449-1122)
	brak	6,8	66 (66-165)	449 (449-1122)

D.1.6 Sedimentatiebeheersing (cat. I)

In intergetijdengebieden zal het met sediment beladen rivierwater tot rust komen en kunnen de sedimenten bezinken. Op deze manier fungeren de overstromingsgebieden als sedimentvang en kan de hoofdwaterloop een deel van zijn sedimenteert kwijt. Dit zal mogelijk leiden tot minder aanslibbing in de vaargeul en dus een betere bevaarbaarheid. Bovendien zal aanzienlijk minder sediment aangevoerd worden naar de benedenstroomse delen van de rivier, met een mogelijke afname van de turbiditeit tot gevolg. De aanleg van deze gebieden kan ook leiden tot minder erosie in vergelijking met de huidige akkergronden langs waterlopen.

Knelpunten

Door de getijdenbeweging is er transport van sediment (particulier materiaal), dat onder andere afkomstig is van huishoudelijke en industriële lozingen, en van erosie van uit de landbouwzones. Stroomopwaarts Antwerpen is er een afwaarts transport, stroomafwaarts Antwerpen is er een opwaarts transport (door getijdenwerking). Door de aanvoer uit de bovenstrooms en benedenstrooms gebieden en een verzadiging van de beperkt aanwezige natuurlijke bergingszones, wordt sediment afgezet in de maritieme toegang tot de haven van Antwerpen en in luwere ruimten zoals dokken. Deels is de verandering van saliniteit (zoet naar brak) de oorzaak dat juist op deze plaats het particulier materiaal bezinkt.

Dit maakt baggeren noodzakelijk om de maritieme toegang open te houden. Bovendien legt de slibvracht een hypotheek op de ecologische functies van het systeem.

Maatregelen

Bodemerosie kan voorkomen worden door het aanleggen van bufferzones tussen waterloop en landbouwgrond. Door de omzetting van landbouwgrond naar gebied met gereduceerd getij of wetland wordt er minder sediment van het land naar de rivier gebracht. Dit komt doordat de bodem niet langer bewerkt wordt en vegetatie zoals riet en wilgen het sediment beter vasthouden met hun wortels. Bij een gereduceerd getij wordt bovendien verwacht dat er meer bezinking zal zijn dan erosie door de waterbeweging.

Het effect is groter wanneer het huidige landgebruik akkerbouw is dan wanneer het weiland is. Bij de ontpoldering is hier geen sprake van omdat de landbouwgrond als het ware onderdeel van de rivier wordt.

Daarnaast ontstaan bij ontpoldering en gereduceerd getij slikken en schorren. Deze worden gevormd door sedimentvang uit de rivier. De sedimentvang is het grootst in de brakke gebieden en geldt voor een periode van 10 tot 15 jaar waarna de schor volgroeid is. Voor het binnendijkse wetland geldt dat het water langer vastgehouden wordt in het gebied waardoor sedimenten makkelijker kunnen neerslaan vooraleer ze in de Schelde terechtkomen.

Waardering

Het maatschappelijk voordeel van de afname van sedimenttransport naar de rivier is dat het sediment mogelijk zal leiden tot minder aanslibbing in de vaargeulen dus een betere bevaarbaarheid.

In de benedenstroomse delen is een mogelijke afname van de turbiditeit een gevolg van de sedimentvang wat ten goede komt aan ontwikkeling van fauna.

3 stappen zijn weer noodzakelijk:

- 1: identificatie en kwantificering van het reductie-effect
- 2: bepalen van de indirecte marktwaarde
- 3: jaarlijkse baat

1. identificatie en kwantificering van het reductie-effect
 - 1.a. bodemverlies

Volgens bodemerosiekaarten is de bodemerosie van landbouwgronden langs de Schelde < 0,5 ton per ha.

In de MKBA Sigmaplan werd op basis van totale hoeveelheden sediment in de Westerschelde en bodemerosie van landbouwgronden berekend dat per ha 2m³ slib per jaar vermeden wordt. (zie bijlage E)

- 1.b. sedimentatiesnelheid

Uit literatuurstudie en uit inschatting van sedimentatiesnelheden door UA wordt een waarde van 0,5 cm tot 2 cm per jaar bepaald voor gereduceerd getij met sluisbeheer. Voor ontpollering kan dit op sommige plaatsen aanzienlijk hoger liggen. Op andere plaatsen kan dan weer erosie optreden.

Dit leidt tot sedimentatie van 50 tot 200 m³/ha. Uit een berekening in het kader van de MKBA Sigmaplan bekomt men een sedimentatie van 280 m³/ha.jaar

Voor een wetland geldt dat als ze bij de uitstroom van beken naar de Schelde word gelegd, de stroomsnelheid van het water daalt en er meer sediment in het wetland achterblijft. Dit werd berekend op 0,1 m³/ha .jaar maal de oppervlakte stroomgebied achter de wetland. Gemiddeld is dit in de Zeeschelde 373 ha (bron: ingevoerde modelgegevens IMDC)

2. bepalen indirecte marktwaarde

Omdat voor sedimentvang geen markt bestaat, wordt als proxy voor deze functie de vermeden baggerkosten voor de Zeeschelde berekend.

Gebaseerd op gegevens van Mira-T (VMM, 2003) waar de totale gebaggerde hoeveelheid en de totale baggerkosten vermeld worden, komt men aan een prijskaartje voor baggeren van 12,68€/m³ (berekening Witteveen & Bos)

Mogelijk is dit een maximum waarde omdat vermoedelijk niet alle gevangen sediment leidt tot een beperking van baggerkosten.

Deze waarde voor de Zeeschelde wordt gehanteerd voor het ganse Schelde-estuarium. Dit betekent dat zowel de inschatting van het effect en de waardering ervan voor de Westerschelde meer onzeker zijn, omdat beide gebaseerd zijn op kengetallen voor de Zeeschelde.

3. jaarlijkse baat

timing

Over de tijdsduur waarover deze baat zou moeten meegenomen worden kan gediscussieerd worden. Voor natuurontwikkeling is het wenselijk dat na verloop van tijd delen van het gebied niet meer gaan overstromen (positief voor vegetatieontwikkeling). In de literatuur vindt men cijfers terug van 10-20 jaar voor het volwassen worden (ophogen) van een schor waardoor er nog weinig overstroming plaatsvindt bij gemiddeld hoogtij. Hierdoor zal in dit deel van het gebied nog weinig sedimentatie plaatsvinden. Anderzijds zal in het gedeelte dat blijft overstromen zich wel degelijk over de levensduur van het natuurgebied sediment afzetten. Omdat in de MKBA op kengetallen gerekend wordt met de totale oppervlakte van het gebied, worden de baten van sedimentatie en de daaraan verbonden begravingsbaten slechts meegenomen tot 15 jaar na de aanleg.

Tabel 12: netto vermindering bodemerrosie

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (m ³ /ha.jaar)	Waarde (€/m ³)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	nvt		
	brak	nvt		
	zout	nvt		
Gereduceerd getij	zoet	2 (0,5-2)	5 (0-12,68)	10 (0-25,4)
	brak	2 (0,5-2)	5 (0-12,68)	10 (0-25,4)
	zout	2 (0,5-2)	5 (0-12,68)	10 (0-25,4)
Binnendijkse natuur	zoet	2 (0,5-2)	5 (0-12,68)	10 (0-25,4)
	brak	2 (0,5-2)	5 (0-12,68)	10 (0-25,4)

Tabel 13: netto sedimentatie*

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (m ³ /ha.jaar)	Waarde (€/kg)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	200 (50-280)	5 (0-12,68)	1000 (0-3550)
	brak	200 (50-280)	5 (0-12,68)	1000 (0-3550)
	zout	200 (50-280)	5 (0-12,68)	1000 (0-3550)
Gereduceerd getij	zoet	200 (50-280)	5 (0-12,68)	1000 (0-3550)
	brak	200 (50-280)	5 (0-12,68)	1000 (0-3550)
	zout	200 (50-280)	5 (0-12,68)	1000 (0-3550)
Binnendijkse natuur	zoet	37,3	5 (0-12,68)	186,5 (0-473) ⁸
	brak	37,3	5 (0-12,68)	186,5 (0-473)

⁸ Niet per ha maar per wetland. 0,1 m³/ha stroomgebied rond wetland

D.1.7 Binding van zware metalen (cat. IVA)

Zware metalen adsorberen grotendeels aan zwevend materiaal in het water, een deel is in oplossing. Ze bezinken mee met de partikels in de intergetijdengebieden. Omdat telkens nieuwe lagen sedimenteren worden de onderste lagen afgeschermd. De zware metalen verdwijnen dus uit de waterkolom, maar komen wel in de bodem terecht van de intergetijdengebieden. Indien ze hier geen negatieve effecten hebben op de menselijke gezondheid, kan dit een tijdelijke baat zijn. Met deze eventuele baat springt deze studie voorzichtig om, aangezien de gebruiksmogelijkheden van het natuurgebied worden beperkt door de metaal accumulatie in de bodem. Bovendien zijn de saneringsnormen voor natuurbodems erg streng.

Knelpunten

Gezien de nabijheid van industriegebieden, steden en zones van intense landbouw kunnen een hele lijst stoffen een toxische werking uitoefenen in het estuarium. Onderzoek hieromtrent is beperkt en in hoofdzaak toegespitst op zware metalen.

De meeste zware metalen vertoonden in mariene systemen geen biomagnificatie (overdracht via voedsel naar een organisme resulterend in een hogere concentratie in het organisme in vergelijking met de voedselbron). De meeste metalen worden gereguleerd en uitgescheiden, zij het dat het organisme energie kost om de stoffen kwijt te raken, energie die dan niet kan gebruikt worden voor de groei of voortplanting. Hoge concentraties zware metalen zijn dus in staat om de draagkracht van habitats aan te tasten.

Planten en dieren nemen zware metalen op, die via de voedselketen bij de mens terecht kunnen komen (paling, bij begrazing door runderen...) wat de door zware metalen gecontamineerde bodem beperkt in gebruik door de mens.

Maatregelen

Belangrijkste maatregelen hebben betrekking op het verminderen van de vrachten toxische stoffen naar het estuarium. Dit is reeds deel van het waterkwaliteitsbeleid dat voor het Scheldegebied wordt gevoerd. De doelstellingen voor 2002 werden voor de meeste zware metalen inmiddels bereikt.

Zware metalen kunnen verwijderd worden uit het estuarium door filterprocessen. In het kader van buffergebieden heeft men te maken met de ophoping van metalen in het systeem door sedimentatie.

Sommige vegetatiesoorten, bijvoorbeeld helofytenvegetatie en de wilgenvloedbossen zijn in staat om zware metalen uit het water te filteren door binding in het gewas, de wortels en het slib. De omvang van de binding hangt sterk af van de concentraties die in het water aanwezig zijn en van de verblijfsduur van het water in het gebied.

Voor de Schelde geldt dat opname van zware metalen in vegetatie of plantdetritus en de daaraan gekoppelde verwijdering (oogsten) niet belangrijk is in de intergetijdengebieden. De rol die de vegetatie speelt ligt vooral in het invangen van gesuspendeerd materiaal en

gebonden zware metalen. De binnendijkse wetlands kunnen wel een rol spelen door binding in het gewas en de wortels, indien maaibeheer wordt toegepast.

Doordat de zware metalen gereduceerd worden en in anoxische condities in het sediment terechtkomen, vormen ze minder een bedreiging voor de volksgezondheid dan wanneer ze in opgeloste vorm opgenomen kunnen worden door hogere organismen en zo in de voedselketen terechtkomen.

Waardering

De verwijdering van zware metalen uit de waterkolom door filterprocessen kan financieel gewaardeerd worden in relatie tot de kosten voor verwijdering van zware metalen door technische processen. In een KBA worden enkel deze metalen meegenomen die de normen niet halen.

Weer zijn hiervoor 3 stappen noodzakelijk:

- 1: identificatie en kwantificering van het reductie-effect
- 2: bepalen van indirecte marktwaaarde
- 3: jaarlijkse baat

1. identificatie en kwantificering van het reductie-effect

Het belangrijkste effect voor verwijdering van zware metalen uit de waterkolom is de ophoping en begraving van zware metalen in het systeem. De UA deed een poging om literatuurgegevens te vinden over de vastlegging van zware metalen in zoet en brakke schorren of tidale sedimenten. Op basis hiervan werden eigen berekeningen gemaakt, die dan worden vergeleken met gegevens uit de literatuur.

Over het geheel genomen zijn de waarden die voor de Schelde gevonden worden hoger dan die in andere estuaria. Dit ligt voor de hand omdat de concentraties aan zware metalen in gesuspendeerd materiaal ook hoger liggen.

Volgende indicatieve waarden werden bekomen:

Cu ~ 5,0 kg/ha.j
 Pb ~ 7,0 kg/ha.j
 Zn ~ 30 kg/ha.j

Deze waarden zijn redelijk betrouwbaar in relatie met literatuurdata.

2. bepalen van indirecte marktwaaarde

Deze functie wordt gemonetariseerd in relatie tot gegeven kosten van verwijdering van zware metalen in zuiveringsinstallaties. Het gaat om een doelbewuste zware metalenverwijdering naar bijna nulemissie middels toepassing van ultrafiltratie en actiefkooladsorptie voor een gemiddelde rwzi met een capaciteit van 100.000 I.E. en 20.000

m³/dag. De totale kosten voor UF en AK: 5 miljoen € per jaar. (voor berekening zie bijlage F)

3. jaarlijkse baat

De verwijdering van zware metalen is een potentieel grote baat. Vanuit het oogpunt van de algemene milieukwaliteit kan verwijdering van zware metalen uit de waterkolom door sedimentatie niet als een echte verwijdering aanzien worden, maar als een verplaatsing van het probleem. Daarom wordt deze mogelijke baat niet meegenomen in de basisschatting.

timing

Aangezien voor de intergetijdengebieden de ophoping van zware metalen samengaat met de sedimentatie, loopt deze baat slechts tot jaar 15 na aanleg.

*Tabel 14: verwijdering zware metalen(cat IVA, enkel voor sensitiviteit) **

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (equivalenten /ha.jaar)	Waarde (€/eq.)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	0 (0-7686,5)	0,32(0-0,32)	0 (0-2460)
	brak	0 (0-7686,5)	0,32(0-0,32)	0 (0-2460)
	zout	0 (0-7686,5)	0,32(0-0,32)	0 (0-2460)
Gereduceerd getij	zoet	0 (0-7686,5)	0,32(0-0,32)	0 (0-2460)
	brak	0 (0-7686,5)	0,32(0-0,32)	0 (0-2460)
	zout	0 (0-7686,5)	0,32(0-0,32)	0 (0-2460)
Binnendijkse natuur	zoet	0 (0-109,81)	0,32(0-0,32)	0 (0-35)
	brak	0 (0-109,81)	0,32(0-0,32)	0 (0-35)

D.2 Recreatiebaten (cat II)

D.2.1 Het Scheldebekken als recreatiegebied

Momenteel wordt er langs de Zeeschelde volop gerecreëerd. Langs de dijken wordt gewandeld en gefietst. En sommige natuurgebieden langs de Schelde en haar zijrivieren zijn vrij toegankelijk via wandelpaden.

Langs de Westerschelde vindt op sommige plaatsen ook recreatie plaats. In of aan een aantal voorbeeldgebieden ligt recreatie-infrastructuur.

De recreatieve functie die wordt vervuld, verschilt van zone tot zone. Zo wordt in sommige zones vrij intensief gerecreëerd, in andere zones ligt de recreatie dan weer veel lager. Veel is afhankelijk van de bereikbaarheid (afstand en de kosten om het te bereiken) van het gebied, de toegankelijkheid en inrichting van het gebied (wandelpaden, parking), de aantrekkelijkheid van de omgeving (mooi uitzicht, cafés...) en mogelijke substituten in de omgeving. Helaas zijn er voor de meeste gebieden geen gedetailleerde recreatiegegevens beschikbaar.

Voor specifieke gebieden bestaat beperkte informatie. Bijv. Specifieke cijfers voor 'Het verdrongen Land van Saeftinge' (bronnen: Infocentrum Verdrongen land van Saeftinge, Infocentrum Kerncentrale Doel)

Het Verdrongen Land van Saeftinge kent jaarlijks 12000-18000 bezoekers die met gids het gebied intrekken. Nog eens zoveel potentiële bezoekers moeten geweigerd worden wegens kwetsbaarheid van het gebied en tekort aan mankracht.

Daarnaast bezoeken 8000 extra mensen het informatiecentrum en het knuppelpad.

In deze cijfers zijn de recreanten die enkel het knuppelpad bewandelen en geen bezoek aan het informatiecentrum brengen niet meegeteld.

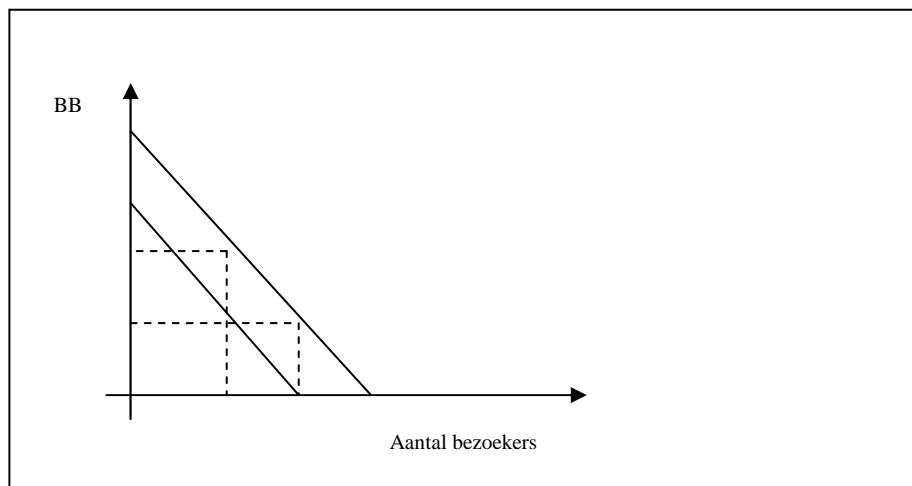
Voor een wandeling in het gebied wordt 5 EUR pp gevraagd. Ook het bezoekerscentrum vraagt een kleine bijdrage. Dit kan enkel voor grootschalige gebieden. Voor kleine schorrengebieden is de recreatiemogelijkheid eerder beperkt. (mening Stichting Zeeuwse Landschap)

Langs de gebieden Schorren van Ouden Doel en deel van Verdrongen Land loopt op de dijk de Ecofietsroute, een 33 km lange route die loopt van de kerncentrale tot aan het informatiecentrum van het Verdrongen land van Saeftinge en terug via de polders. Jaarlijks ontlenen 9500 leerlingen en recreanten fietsen bij de kerncentrale. (waarvan in de weekeindes circa 3000 mensen). Daarnaast maken ook heel wat recreanten gebruik van de eigen fiets.

Het café naast het infocentrum Saeftinge draait volledig op bezoekers van het infocentrum en fietsers langs de Ecofietsroute.

D.2.2 Welvaartseffect van de nieuwe gebieden

De aanleg van nieuwe natuurgebieden draagt op 2 manieren bij tot het welvaartseffect: Het natuurgebied zal leiden tot nieuwe bezoekers en de beleving van de bestaande bezoekers kan toenemen.



Figuur 1: betalingsbereidheid voor verhoogde beleving recreatie

In het geval van nieuwe bezoekers moet men wel voorzichtig zijn. Weliswaar zijn zij extra in het nieuwe gebied, maar dit wil ook zeggen dat zij een andere activiteit laten vallen. Omdat ze uiteindelijk voor recreatie in het natuurgebied kiezen wil dit zeggen dat ze hier meer waarde aan geven. Enkel deze waarde mogen we meenemen.

Omdat voor de MKBA alleen veranderingen ten gevolge van de aanleg van de nieuwe natuurontwikkelingsgebieden relevant zijn, betekent dit dat we moeten voorspellen hoeveel extra waarde een nieuwe recreant hecht aan het gebied ten opzichte van het alternatief en hoe hoog de stijging in de beleving is voor de reeds aanwezige recreant. Dit welvaartseffect wordt gerealiseerd buiten de markt (recreatiesector). Het overlapt niet met de productiefunctie recreatie. Bij deze productiefunctie gaat het om de extra omzet van de recreatiesector.

Deze bedrijfseconomische effecten op de recreatiesector worden in deze MKBA op kengetallen niet meegenomen omdat naar invulling van de gebieden op vlak van recreatie alle richtingen uit kan worden gegaan.

De kosten voor voorzieningen om een gebied toegankelijk te maken worden meegenomen als grootteorde omdat deze sterk afhankelijk zijn van de uiteindelijke keuzen.

Dit is iets voor een latere fase namelijk project-MER/MKBA
In deze fase kunnen we enkel literatuurgegevens meenemen.

D.2.3 Kwantificering functie beleving

Om een inschatting te maken van het aantal recreanten kunnen we 2 methoden toepassen:

1. op basis van toegankelijkheid (het aantal km pad aanwezig in het gebied).
2. Op basis van de nabijheid van bewoning (cf. Spankrachtstudie)

- 1) op basis toegankelijkheid

in de literatuur vinden we volgende kengetallen:

25 m pad/ha: 0,3 bezoeken per ha, 200 m pad/ha: 2,4 bezoeken per ha (Beckman, 1975);

0,1 tot 0,4 bezoekers per ha per uur voor bosbezoek;

Fietsers: Zomer en Herfst: 1,4 bezoek per uur Lente: 4,7 bezoek per uur (Moons, 2000)

Op basis van enkele voorhanden zijnde tellingen in het gebied kan men het aantal bezoekers berekenen per km jagerpad zijnde 25 bezoekers/km pad.dag.

Dit cijfer wordt toegepast in de MKBA. Als km pad worden de km dijk rond het gebied gerekend en het knuppelpad dat in de voorbeeldgebieden wordt aangelegd. (opgenomen in de kosten).

- 2) op basis van de nabijheid van woningen

Met GIS worden cirkels van 10 km en 30 km rond het aan te leggen gebied getrokken. Er wordt berekend hoeveel huishoudens binnen deze cirkels liggen. Per straal wordt de bezoekfrequentie ingeschat zodanig dat een inschatting kan gemaakt worden van het jaarlijks aantal bezoeken. Deze methode werd toegepast voor de spankracht studie Ruimte voor de rivier. De waarde wordt berekend voor alle voorbeeldgebieden gezamenlijk en dan herleid tot een waarde/ha zodanig dat een waarde kan toegewezen worden per voorbeeldgebied. Deze methode geeft een aanzienlijk hogere baat.

Als beste waarde wordt de eerste methode gebruikt.

D.2.4 Monetarisering

Uit de literatuur komen volgende kengetallen. Deze kengetallen werden bekomen aan de hand van enquêtering van gebruikers.

Betalingsbereidheid €1,96 per verwacht bosbezoek (Moons 2000)

Betalingsbereidheid € 0,88 per bezoek aan halfnatuurlijk getijdengebied;
betalingsbereidheid € 1,55 voor bezoek aan nagenoeg natuurlijk getijdengebied (Ruijgrok, 1999).

Betalingsbereidheid \$ 2-6000 per ha per jaar (vergelijking verschillende studies) (De Groot, 2000)

In deze studie worden, analoog met de Spankrachtstudie, de cijfers van Ruijgrok gebruikt omdat deze van toepassing zijn op vergelijkbare natuurbeelden. Vermoedelijk zit er een onderscheid in beleving en dus de betalingsbereidheid tussen de verschillende inrichtingstypen. Dit kan echter niet afgeleid worden uit de kengetallen uit de literatuur. Daarom gebruikt deze MKBA voor alle inrichtingstypen dezelfde betalingsbereidheid, namelijk 1,55€ per bezoek

Indien met de 2^{de} methode wordt gewerkt voor het bepalen van het aantal bezoekers, moet een inschatting gemaakt worden van de bezoekfrequentie. Naar voorbeeld van de spankrachtstudie worden de daar gemaakte veronderstellingen aangepast tot: nationaal 1x in leven, regionaal 1x per jaar, lokaal 4x per jaar. Tabel 15 toont de zo berekende waarden:

Tabel 15 : gemiddelde betalingsbereidheid(BB)

	gemiddelde bedragen per persoon		
	nationaal	regionaal	lokaal
BB per bezoek	0,02	1,55	6,20

D.2.5 Besluit

De MKBA geeft een orde van grootte van de recreatiewaarde op basis van gelijkaardige gebieden/studies in Nederland en Vlaanderen. De resultaten tonen het potentieel van deze functie.

De recreatiewaarde is duidelijk een potentieel belangrijke baat. Echter voor een correcte bepaling van de grootte is een gebiedsspecifieke enquête nodig per natuurgebied/per Scheldezone.

D.3 Productiebaten (cat. IVB)

Een natuurgebied kan indien gewenst een aantal rechtstreeks te vermarkte producten leveren. Omdat geen literatuurgegevens te vinden waren over de toegevoegde waarde van deze producten, werden deze baten als pro memorie (PM) meegenomen in de basisberekeningen.

Deze batengroep kan echter een belangrijk potentieel betekenen, waardoor de rendabiliteit van het project kan toenemen.

D.3.1 Houtproductie

Zowel in gebieden met gereduceerd getij, wetlands en ontpolderingsgebieden ontstaat houtproductie, zolang het water zoet of zwak brak is. Het gaat met name om wilgenhout. De wieden die hieruit geoogst worden, kunnen vermarkt worden. De prijs zal afhankelijk zijn van waarvoor het hout gebruikt wordt. De twee meest waarschijnlijke gebruiksmogelijkheden zijn voor mandenvlechten en als bouwstof in de waterbouw.

Kwantificering

De kwantificering is gebeurd op basis van telefoongesprekken met personen die grienden snijden uit volwaardig met wilgen begroeide natuurgebieden (kapbeheer) en mandenvlechters.

Grienden zijn 3-jarig hout (om de juiste lengte te hebben voor waterbouw) en worden in de winter gekapt. Gemiddeld worden 2000-2500 bussels per ha gekapt. Het is afhankelijk van hoeveelheid bomen per ha en de kwaliteit ervan. (3-jaarlijks)

Monetarisering

De prijs van de grienden verschilt naargelang de toepassing:

Rijshout gebruikt voor wiepen in zinkstukken voor oeververdediging: 1,60 € bussel (bron: telefoongesprek met firma Griendhout, NL)

De prijs bij verkoop aan mandenbouwers bedraagt 1-1,24 € . Prijs in Nederland en Vlaanderen vergelijkbaar (bron: telefoongesprekken met mandenmakers)

Deze prijs is een maximum omdat de kosten van het oogsten van het hout hier niet zijn meegenomen.

Tabel 16: houtproductie (3 jaarlijks)

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (bundels/ha.j)	Waarde (€/bundel)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	333 (0-667)	(max. 1,6)	PM
	brak	nvt		
	zout	nvt		
Gereduceerd getij	zoet	333 (0-667)	(max. 1,6)	PM
	brak	nvt		
	zout	nvt		
Binnendijkse natuur	zoet	333 (0-667)	(max. 1,6)	PM
	brak	nvt		

D.3.2 Rietproductie

In de meeste natte natuurontwikkelingsgebieden ontstaat rietontwikkeling. Deze moet na enige tijd (zeker voor kleinere gebieden, wegens overdominantie) in kader van beheer gemaaid worden. Dit riet kan vermarkt worden en gebruikt worden in de rietdakbouw. Indien men geen maaibeheer doet kan er uiteraard ook niets vermarkt worden.

Kwantificering

Hier moet een inschatting gemaakt worden van de opbrengst aan riet/ha bij maaibeheer. Voor zoete wetlands komt een gemiddelde van 500-1000 bundels riet per ha naar voren. (bron: Witteveen & Bos)

Hierbij moet wel in het achterhoofd gehouden worden dat in een natuurgebied rietproductie geen primair doel is. Dit wil zeggen dat niet de totale oppervlakte aan riet wordt gemaaid, maar slechts delen zodat ruimte wordt gemaakt voor andere vegetatie (uit beheersoogpunt)

Monetarisering

Voor riet bestaat er een markt. De marktprijs bedraagt 2,50 €/kg)
De prijs is in Vlaanderen is vergelijkbaar met de prijs in Nederland
(bron: Vakfederatie Rietdekkers in Nijkerk)

Deze prijs is wederom inclusief factorkosten.

Tabel 17: rietproductie

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (kg/ha.j)	Waarde (€/kg)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	250 (0-500)	(max. 2,5)	PM (625-1250)
	brak	250 (0-500)	(max. 2,5)	PM (625-1250)
	zout	250 (0-500)	(max. 2,5)	PM (625-1250)
Gereduceerd getij	zoet	250 (0-500)	(max. 2,5)	PM (625-1250)
	brak	250 (0-500)	(max. 2,5)	PM (625-1250)
	zout	250 (0-500)	(max. 2,5)	PM (625-1250)
Binnendijkse natuur	zoet	250 (0-500)	(max. 2,5)	PM (625-1250)
	brak	250 (0-500)	(max. 2,5)	PM (625-1250)

D.3.3 Aquacultuur

Momenteel onderzoekt het RIVO in Yerseke of er een natuurvriendelijke combinatie mogelijk is van aquacultuur met de ontwikkeling van zoute en brakke intergetijdengebieden. Gegevens zijn hier nog niet beschikbaar

Potenties zeegroenten

Bron: Bioproductie en ecosysteemontwikkeling in zoute condities (essay, literatuurscan , interviews) in opdracht van Nationale Raad voor Landbouwkundig onderzoek (NRLO)
Dr. Ir. H.J. van Oosten, Dr. Ir. J.G. de Wilt

Een aantal zoutminnende planten hebben een hoge voedingswaarde en kunnen gegeten worden als groente. Verder kan uit de zaden olie worden gewonnen. Een aantal planten hebben mogelijkheden in de cosmetica.

Voorbeelden zijn: Zeekraal, Zeeaster (jonge bladen worden als lamsoren verkocht, ook wel Zulte genoemd)

In Nederland en België is grootschalige voedselproductie niet mogelijk. Maar de toegevoegde waarde van de producten is erg hoog omdat de producten (groenten, cosmetica) een zeer groen, biologisch imago hebben waarvoor de betalingsbereidheid erg hoog is.

Zoute landbouw brengt niet echt grote kosten mee die verschillen met de conventionele landbouw. De opbrengst van sommige gewassen ligt meestal wel wat lager, maar zoals eerder gezegd hebben ze een hogere toegevoegde waarde.

De potentie ligt in diepe polders met sterke zoute/brakke kwelen of in combinatie met natuurontwikkeling in de kustzone (landschapsbeheer, overgang tussen natuurgebied en conventionele landbouw). Zoute of brakke wetlands (in ruime zin van het woord) geven goede mogelijkheden op het grensvlak van natuurbehoud en duurzame agrarische productie.

Enerzijds kan men de huidige vraag (vrij beperkt aangezien slechts enkele ha zoute landbouw nodig zijn om aan tegemoet te komen) verhogen via productontwikkeling en marketing. Anderzijds kan de praktijkkennis door proefboerderijen een belangrijk exportproduct zijn naar aride (sub)tropische zones waar het probleem van verzouting aanzienlijk speelt.

Kwantificering

Zeegroenten

Als men zeer intensieve teelten zou toestaan en gebieden aanlegt in functie van zoute landbouw in plaats van in functie van natuur dan is de opbrengst een pak hoger in vergelijking tot louter folkloristisch gebruik van een natuurgebied. Bij medegebruik van de aan te leggen natuurgebieden zal de waarde ergens tussen deze twee in liggen.

Cultuur van zeekraal in buitenpolder: 15.000 kg/ha maand snijden van begin juli tot eind augustus.

Cultuur van zeeaster/zulte: 35.000 kg/ha

(Bron: mail bedrijf Scrops)

In geval van Verdrongen Land wordt garnalen vangen en zeegroenten snijden eerder toegestaan als deel van folklore. Een keuze die wordt gemaakt. Er zou een grotere opbrengst kunnen gesneden worden als men het toestond. Opbrengst 300 kg/200ha Zeer extensief!!!!

Garnalen, schelpdieren

Geen gegevens.

Begrazing

Vroeg of laat gaat men in natuurgebieden moeten maaien of ze laten begrazen (om successie tegen te gaan) Zonder aan de natuur schade te veroorzaken kan 0.5 GVE/ha of 3 schapen/ha grazen. Momenteel staan in een deel van het Verdrongen land van Saefthinge 400 (Belgisch ras) runderen.

In vergelijking met een normaal weiland:

Erg vereenvoudigd, het volgende beeld:

De N-wetgeving komt erop neer dat in de praktijk tussen 2.2 en 1.9 GVE/ha kunnen gehouden worden en dit op jaarbasis. Het gaat dan wel gerekend over het gehele areaal van het bedrijf, dus gras en maïs. Dit betekent dat op grasland er bijv. minstens 4 koeien/ha kunnen staan in de zomer (die in de winter een aantal maanden opgestald worden).

In restrictieve gebieden mogen maximaal 2 GVE/ha grasland voorkomen, voortdurend, dus niet op jaarbasis, wat gezien de opstalling in de winterperiode maakt dat op jaarbasis de bezetting gevoelig minder is, ergens tussen 1 en 1.5.

(GVE=GrootVeeEenheden).

Hier zit een potentieel voor medegebruik van natuur door de landbouw. Echter moet bij begrazing wel een kanttekening gezet worden. Indien door de overstromingsfrequentie en slechte waterkwaliteit te hoge concentraties van polluenten in de gebieden terechtkomen, leidt dit tot een risico voor de voedselveiligheid en is medegebruik niet mogelijk.

Monetarisering*zeegroenten*

gemiddelde veilingprijs zeekraal: 13€/kg

gemiddelde veilingprijs lamsoor (zeeaster): 18-19€/kg

(bron: Telefoongesprek Groenteveiling Herk De Stad)

Dit zijn marktprijzen. Om de mee te nemen waarde te kennen moeten hier factorkosten van afgetrokken worden.

Garnalen, schelpdieren

Nog geen prijzen voorhanden.

Begrazing

1/4^{de} van de toegevoegde waarde voor een weiland: bandbreedte van 0-125 €/ha

D.4 Niet-gebruiksbaten (cat. III)

Door de nieuwe ecosystemen neemt het areaal leefgebied voor planten en dieren toe. Dit zal een positief effect hebben op een aantal soorten die afhankelijk zijn van de land-waterovergang. Het belangrijkste welvaartseffect hiervan is dat mensen belang hechten aan leefgebied voor verschillende planten en dieren. Niet alleen gunnen zij planten en dieren recht van bestaan, maar zij vinden het ook belangrijk om natuur door te geven aan het nageslacht. Het gaat hier om vormen van welvaart die los staan van het menselijk gebruik. Deze zogenaamde niet-gebruikswaarde kan alleen bepaald worden door aan willekeurige burgers te vragen of en hoeveel zij voor de creatie van leefgebied voor planten en dieren over hebben. Hierbij kan onderscheid gemaakt worden tussen de verschillende typen ecosystemen en is het niet nodig dat de exacte locaties bekend zijn.

Deze baat is controversieel. Zij kan slechts via enquêtering (Contingent Valuation method) gewaardeerd worden en de wijze waarop deze enquêtering plaatsvindt kan van belang zijn voor de resultaten. Aangezien de resultaten die bekomen worden erg hoog liggen, wekt het resultaat een zeker wantrouwen.

Een ander probleem is dat men weliswaar de waarde van één extra intergetijdengebied kan bepalen door mensen te vragen naar hun betalingsbereidheid, maar dat betekent niet dat mensen voor een tweede of derde keer het genoemde bedrag willen betalen. In realiteit zal men jaarlijks een bepaald bedrag wensen te betalen voor een bepaald type natuur en voorstellen om dat bedrag te verdelen over de verschillende gebieden. Het komt er in feite op neer dat men enkel de betalingsbereidheid voor het totale areaal aan te creëren intergetijdengebieden kan meten, met onderscheid naar inrichtingstype. Om toch een waarde per overstromingsgebied te hanteren, zal men het bekomen cijfer verdelen door gebruik van een verdeelsleutel (aantal ha, ecologische kwaliteit etc). In andere studies is ook voor een dergelijke aanpak gekozen (bijv. sociaal-economische waardering van natuurvriendelijke oevers (Ruijgrok, 2001), Sociaal economische waardering van waterbodems (RIZA, 2004), Spankrachtstudie (RWS, 2002)).

In deze MKBA wordt de niet-gebruikswaarde als PM.

Monetarisering: literatuurgegevens

Aangezien er geen specifieke kengetallen bestaan voor de Schelde wordt de niet-gebruikswaarde niet meegenomen in de berekeningen. Hier onder worden wel een aantal getallen uit de literatuur vermeld.

Betalingsbereidheid € 4,12 per huishouden per jaar voor nietgebruik voor 100 ha extra kustnatuur (o.a. schorren en slikken) (bandbreedte EUR 0 - 11,47) (Ruijgrok, 2000)

Betalingsbereidheid € 4,5 nationaal, €19,2 regionaal en 22,30 lokaal per huishouden per jaar (Spankrachtstudie op basis gegevens Ruijgrok)

Betalingsbereidheid € 115- 347500 per ha per jaar (samenvatting verschillende studies)

Jaarlijkse waarde per hectare € 27.249 /ha

Betalingsbereidheid per gezin tussen €30,54 en €153,84 (Moons, 2000)

E BIJLAGE: BEPALING VAN DE BATEN VAN DE OVERSTROMINGSGEBIEDEN TEN AANZIEN VAN EROSIE EN SEDIMENTBEHEERSING.⁹

E.1 Bodemerosie

Door de omzetting van landbouwgrond naar gedempt getij en binnendijkse natte natuur wordt er minder sediment van het land naar de rivier gebracht. Dit komt doordat de bodem niet langer bewerkt wordt. Het effect is groter wanneer het huidige landgebruik akkerbouw is dan wanneer het weiland is. Bij de Ontpoldering is hier geen sprake van omdat de landbouwgrond als het ware onderdeel van de rivier wordt (in ieder geval is er interactie tussen land en water). Het voordeel van de afname van sedimenttransport naar de rivier is dat het sediment niet langer in de vaargeulen kan komen en er dus ook niet uitgebaggerd hoeft te worden omwille van de scheepvaart.

E.1.1 Berekeningen

Bodemverlies van polderakkers is ± 500 kg sediment/ha*jaar.

In totaal komt er 600.000 ton sediment per jaar in de Westerschelde, waarvan $\pm 50\%$ van mariene herkomst (uit de Noordzee) en $\pm 50\%$ van fluviatiele herkomst (uit de Zeeschelde).

Bij 300.000 ton sediment/jaar uit de Schelde en een bodemverlies van 500 kg /ha*j betekent dat er $300.000 * 1000 / 500 = 600.000$ ha polderakkers zijn, die sediment verliezen.

Uitgaande van 4000 ha akkers die overstromingsgebied worden, betekent dat een afname van 0,67% van het oppervlak polderakkers dat erodeert.

300.000 ton/jaar fluviaal sediment met een soortelijk gewicht van slib van 250 kg/m³ is een volume van 1.200.000 m³/jaar sediment. Een afname van 0,67% betekent $1200.000 * 0,67\% = 8040$ m³/jaar aan volume sediment dat niet meer in de vaargeul terecht kan komen.

De baten zijn dan $8040 \text{ m}^3 * 5 \text{ EUR/m}^3 = 40.200$ EUR bij een kostprijs van 5 EUR/m³ voor de aanleg van 4000 ha akkers.

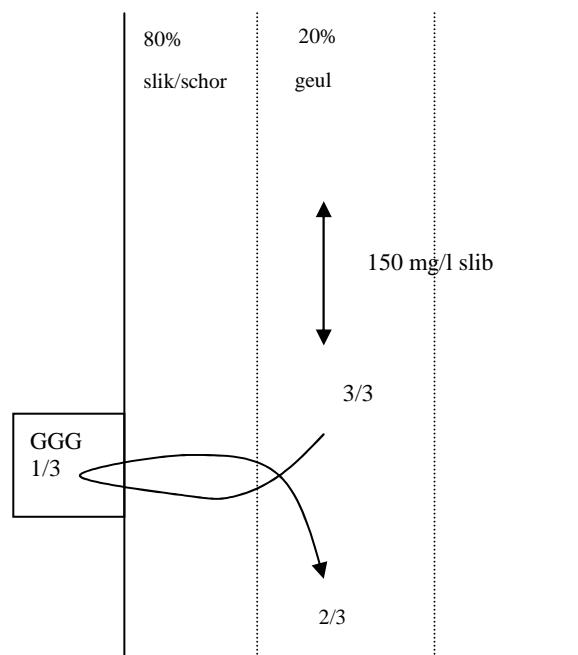
Per ha polderakker dat overstromingsgebied wordt betekent dat een vermeden hoeveelheid slib van $1.200.000 \text{ m}^3 / 600.000 \text{ ha} = 2 \text{ m}^3/\text{ha*j}$ en een baten $2 \text{ m}^3/\text{ha*j} * 5 \text{ EUR/m}^3 = 10 \text{ EUR/ha*j}$

⁹ Bron: Witteveen&Bos 2004 en berekeningen IMDC, intern document

E.2 Sedimentatiebeheersing door ontpoldering en gedempt getij

Door de vorming van slikken en schorren wordt sediment uit de rivier weggevangen. Het welvaartseffect bestaat uit vermeden baggerkosten. De omvang van het effect hangt af van de turbiditeit van het water. Deze verschilt gevoelig naargelang de locatie. We kunnen werken met een gemiddelde turbiditeit.

Beschrijving achterblijven sediment in gebied: 20% van het sediment blijft in de vaargeul heen en weer bewegen en moet gebaggerd worden om de vaargeul diep genoeg te houden. 80% van het sediment komt in de oeverzone terecht. Aanname is dat 1/3 van het sediment dat door getij in GGG wordt gebracht daar achterblijft en 2/3 weer terug komt in de rivier.



Bij een turbiditeit van 150 mg/l betekent het achterblijven van 1/3 van het sediment dat 50 mg/l, dus 0,050kg /m³ per getij in de GGG achterblijft ofwel 500kg/ha, aangenomen dat er 1 m water in de GGG staat.

Bij een soortelijk gewicht van 250 kg/m³ (niet geconsolideerd slib) is de slibafzetting in GGG $500\text{kg/ha} / 250\text{kg/m}^3 = 2\text{m}^3/\text{ha}$

Het vermeden baggervolume is dan $2\text{m}^3/\text{ha GGG} * 20\%$ (% dat in vaargeul terecht komt) per getij of $2\text{m}^3/\text{ha GGG} * 20\% * 700$ per jaar = $280\text{m}^3/\text{ha} * \text{j}$.

Baten = $2\text{m}^3\text{ slib/ha GGG} * 20\% * 700\text{ getijen/jaar} * 5\text{ EUR/m}^3 = 1400\text{ EUR/ha GGG} * \text{j}$

E.3 Sedimentatiebeheersing door wetlands

Bij het wetland spelen twee sedimentatie processen:

1. Sedimentatie door overstroom van wetland door Zeeschelde.

Dit proces is vergelijkbaar met het voorgaande proces bij het gedempt getij, alleen overstroomt het wetland maximaal 10 keer per jaar in plaats van 700 keer per jaar. Dus:

De vermeden slibhoeveelheid bedraagt $2\text{m}^3/\text{ha GGG} * 20\% * 10 = 4\text{ m}^3/\text{ha}^*\text{j}$

Baten = $2\text{m}^3/\text{ha GGG} * 20\% * 10 * 5\text{ EUR}/\text{m}^3 = 20\text{ EUR}/\text{ha}^*\text{j}$

2. Wegvangen van sediment uit de beek die via het wetland de Schelde instroomt.

Wetlands worden bij de uitstroom van beken naar de Schelde aangelegd. Door het wetland daalt de stroomsnelheid van het water en blijft er meer sediment in het wetland hangen dan wanneer er geen wetland is aangelegd. Aangenomen wordt dat de trap efficiency van de beek 50% is (dus 50% van het sediment blijft achter in de beek en komt niet in de Zeeschelde). Door de aanleg van het wetland wordt de trap efficiency met 50% verhoogd en blijft 75% van het sediment achter en komt maar 25% van het sediment in de Zeeschelde terecht.

Hoeveelheid slib die is weggevangen = oppervlakte stroomgebied achter wetland * 500 kg sediment/ha*jaar * 25% * 0,2/250 kg/m³ = 0,1 m³/ha*j * oppervlakte stroomgebied achter wetland (ha).

Baten per wetland per jaar = oppervlakte stroomgebied achter wetland * 500 kg sediment/ha*jaar * 25% * 20% * 5 EUR/m³ / 250 kg/m³ = .0,5 EUR/ha*jaar * oppervlakte stroomgebied achter wetland (ha).

Op basis van de ingevoerde modelgegevens van IMDC is het gemiddeld oppervlak van een stroomgebied bepaald en dat bedraagt 373 ha.

Hoeveelheid slib die is weggevangen = 0,1 m³/ha*j * 373 ha = 37,3 m³ per wetland per jaar

Baten = .0,5 * 373 ha = 187 EUR per wetland per jaar

F BIJLAGE : BEREKENINGEN ZWARE METALEN¹⁰

De onderstaande tabellen laten zien hoe de baat 'binding van zware metalen' berekend is. Er wordt eerst een prijskaartje per verspreidingsequivalent berekend met behulp van drie gewichten: ecologische en humane toxiteitsindexen en een distance to target index. De laatste wordt niet gebruikt omdat hij niet toepasbaar is op de Belgische situatie.

Vervolgens worden de metalenbindingen zoals gevonden in de literatuur ook omgerekend naar verspreidingsequivalenten met behulp van dezelfde indexen.

Doelbewust zware metalenverwijdering naar bijna nulmissie middels toepassing van ultrafiltratie en actiefkooladsorptie op een gemiddelde rwzi met een capaciteit van 100.000 i.e. en 20.000 m3/dag
kosten UF en AK : 5 miljoen EUR per jaar

Waterzuivering			Gewichten			Producten		
	kg verwijderd p/j		Ecotox	Humtox	DTT	Ecotox	Humtox	DTT
koper	98	Cu	310	1,30	2,09	30.380	127	205
Chroom	510	Cr	5	3,4	0,07	2.346	1.734	36
Zink	57180	Zn	18	0,58	1,35	1.029.240	33.164	77.193
Lood	2.590	Pb	2	12,00	0,04	3.885	31.080	104
Cadmium	867	Cd	290	23,00	0,18	251.430	19.941	156
Nikkel	4.800	Ni	3000	330,00	1,33	14.400.000	1.584.000	6.384
Kwik	181	Hg	280	260	0,14	50.680	47.060	25
Arseen	169	As	160	950,00	0,13	27.040	160.550	22
Totaal in V-equivalenten						15.795.001	1.877.657	84.124
Prijs per V-equivalent in Euro						0,316555852	2,662893453	59,43572437

Helofytenefficiency			Gewichten			Producten		
	kg weggevangen p ha/j		Ecotox	Humtox	DTT	Ecotox	Humtox	DTT
koper	5	Cu	310	1,30	2,09	1.550	7	10
Chroom	15	Cr	5	3,4	0,07	69	51	1
Zink	30	Zn	18	0,58	1,35	540	17	41
Lood	7	Pb	2	12,00	0,04	11	84	0
Cadmium	1	Cd	290	23,00	0,18	145	12	0
Nikkel	2	Ni	3000	330,00	1,33	5.250	578	2
Kwik	0	Hg	280	260	0,14	42	39	0
Arseen	1	As	160	950,00	0,13	80	475	0
Hoeveelheid in V-equivalenten						7.687	1.262	
Voor Wetland en eventueel ook voor gedempt getij en ontpoldering						2.433	3.360	

¹⁰ Bron: Witteveen&Bos 2004

REFERENTIES

Beaufort G.A. et al, (2004) ProSes, Hoofdrapport kostenopstelling tbv MKBA en S-MER, Rijkswaterstaat Bouwdienst, Hoofdafdeling Waterbouw, april 2004, en onderliggende deelrapporten.

Blok P.M., Verbeke A., (2002a), Discussiepaper: Voorstudie MKBA – Evaluatie van natuurlijke projecten/componenten in de MKBA, KPMG BEA, Universiteit Antwerpen, Mei 2002.

Brandenburg et al, (2004) Brandenburg Willem A., Pauline Kamermans, Josien Steenbergen, Marc C.J. Verdegem en J.M.D. Divera Baars, Mogelijkheden voor zeecultuur in nieuwe getijdennatuur langs de Westerschelde, Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV, IJmuiden, Yerseke, april 2004.

Cox, Buis, Meire, (2004), concept Datacompilatie in het kader van SMER en MKBA voor de actualisatie van het Sigmaplan, UIA, 2004.

CROW-publicatie 137 (2002), standaardsystematiek voor kostenramingen in de GWW.

Constanza et al., (1997), The value of the world's ecosystem services and natural capital, NATURE, vol.387 pp253-260.

Cserge, (2001), Living with floods: an integrated assessment of land use changes and floodplain restoration as alternative flood protection measures in the Netherlands.

Davidson, Hof, Potjer, (2002), Update schaduw prijzen. Financiële waardering van milieuemissies op basis van Nederlandse overheidsdoelen, CE, rapport 12/2002.

De Groot et al, (2002), A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services, Ecological Economics 41, pp.393-408.

Dennhardt, Meyerhoff, (2002), Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe, Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG.

Dennhardt, (2001), The replacement value of flood plains as nutrient sinks: a case study of the river Elbe, paper World Congress of environmental and resource economists.

De Nocker L., (2003), Maatschappelijke kosten-batenstudie van de op te stellen Ontwikkelingsschets Schelde-estuarium 2010, Fase 1: Opmaak van het plan van aanpak, Deelaspecten veiligheid tegen overstromen en natuurlijkheid, Eindverslag, Aangepaste versie, april 2003, Vito Mol, 2003.

De Nocker Leo, Liekens Inge, Broekx Steven, (2004b) Maatschappelijke kosten batenanalyse veiligheid tegen overstromen in het Schelde-estuarium, Conclusies op hoofdlijnen, Tussentijds rapport deeltaak 3 in opdracht van Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, LIN AWZ, Afdeling Zeeschelde, door Vito ism Tijdelijke Vereniging Resource Analysis-IMDC, Vito, September 2004.

De Nocker Leo, Broekx Steven, Liekens Inge (2004) Natte natuur in het Schelde-estuarium, Een verkenning van de kosten en baten, Studie in opdracht van ProSes, Vito, September 2004.

Grünebaum (1993) Stoffbezogene Kosten der kommunalen Abwasserreinigung, gewässerschutz Wasser-Abwasser vol 139.

Hoekstra, Olde Venterink et al (2001), Beneficial effects of wetlands on floodrisk reduction and water quality improvement in the Rhine.

Johansson, P.O. (1987). The economic theory and measurement of environmental benefits. Cambridge, Cambridge University Press.

Kazmierczak (2001), Coastal wetlands: the Dutch Waddenzee.

LEI, (2002), Wijnen W. et al, Baten en kosten van natuur, Een regionale analyse van het Roerdal, Rapport 4.02.09, LEI, Den Haag, 2002.

LTV, (2001), Langetermijnvisie Schelde-estuarium, RA/00-445, januari 2001, Projectbureau LTV p.a., Delft, 2001.

LTV, (2001b), Toelichting bij de Langetermijnvisie Schelde-estuarium, RA/00-447, Januari 2001, januari 2001, Projectbureau LTV p.a., Delft, 2001
NEI, RIVM (2001) Kosten en baten 750 ha natuur- en recreatiegebied regio Rotterdam.

Maes, J., S. Proost en E. Schokkaert (1994). Economische waardering van milieuschade. In Milieu- en natuurrapport Vlaanderen - Leren om te keren. A. Verbruggen (red). Leuven/Apeldoorn, Garant, 1994.

Milieu en natuurplanbureau, met medewerking van Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer, en Afvalwaterbehandeling (RIZA), Natuurbalans 2002, RIVM, 2002.

Moons (2001), Kosten-batenanalyse van Bosuitbreiding in Oost-Vlaanderen, Niet-technische Samenvatting, VLINA 0017, Centrum voor Economische Studiën, K.U.Leuven, Laboratorium voor Bos, Natuur en Landschap, K.U.Leuven, CES, Vereniging voor Bos in Vlaanderen, 4 december 2001.

Moons, Eggermont, Hermy, Proost, (2000), Economische waardering van bossen, een case-study van Heverlee-Meerdaalwoud.

Muys, B. et al, 2002, scenario's voor broeikasgasreductie door vastlegging van koolstof en energiesubstitutie: ruimtebeslag, milieu-impact en kostenefficiëntie, K.U.Leuven, 2002.

Muys et al, (2002) scenario's voor broeikasgasreductie door vastlegging van koolstof en energiesubstitutie: ruimtebeslag, milieu-impact en kostenefficiëntie, K.U.-Leuven, 2002.

Navrud, S. and G. Pruckner, (1999). Environmental Valuation. To use or not to use ? A comparative study of the United States and Europe. Paper presented at the Conference "Governing Our Environment. Linz, Austria.

Nunes Paulo A. L. D. and Jeroen C. J. M. van den Bergh, (2001), Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense?, Ecological Economics, Volume 39, Issue 2, November 2001, Pages 203-222.

Kuik, O.J., F.H. Oosterhuis, e.a., (1992), Assessment of Benefits of Environmental Measures. London/Dordrecht/Boston, Graham & Trotman.

OECD, (1995), The Economic Appraisal of Environmental Project and Policies: a Practical Guide, Paris, OECD.

OECD, (1994), Project and Policy Appraisal: integrating economics and environment, Paris, OECD.

OECD, (1992), Benefits estimates and environmental decision making, Paris, OECD.

Platform voor Economische Waardering van Natuur, (2003), de drie waarden van natuur en Ecological valuation methods, <http://www.fsd.nl/naturevaluation/> geconsulteerd, 2003.

Projectgroep Spankrachtstudie, (2002), MKBA Spankrachtstudie, vingeroefening voor het in kaart brengen van de maatschappelijke kosten en baten van rivierverruimende maatregelen op de lange termijn.

ProSes, (2002a), Het natuurontwikkelingsplan, plan van aanpak, ProSes, oktober 2002.

ProSes, (2002b), Maatschappelijke kosten-batenanalyses, Consultatiedocument - concept - Bergen op Zoom, december 2002.

ProSes, (2002c), Maatschappelijke kosten-baten analyse in het Schelde-estuarium : veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid van naderbij bekeken, Verslag van de PROSES-Workshop, Antwerpen - 17 mei 2002.

ProSes, (2004a), Natuurinrichtingsschets 'Hedwige-Doel- en Prosperpolder, rapport 9301.

ProSes, (2004b), Natuurinrichtingsschets 'Kalkense Meersen', concept rapport ProSes.

ProSes, (2004c), crea-sessies.

Ramsar, (2000), Wetland Values and Functions.

RIKZ, (2002), Het natuurtalent verzilveren , voorstudie voor een natuurontwikkelingsplan voor het Schelde-estuarium , werkdocument 30/10/2002.

RIKZ-UIA-IN, (2003), Voorstel voor natuurontwikkelingsmaatregelen ten behoeve van de Ontwikkelingsschets 2010 voor het Schelde-estuarium. Werkdocument RIKZ/OS/2003.825x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Instituut voor Natuurbehoud en Universitaire Instelling Antwerpen (Vakgroep Ecosysteembeheer , Middelburg, juni 2003.

Ruijgrok E.C.M., (2001), Transferring economic values on the basis of an ecological classification of nature, *Ecological Economics* 39, pp. 399-408.

Ruijgrok et al, Natuurbaten van verzuringsbestrijding, Witteveen en bos, 2001.

Ruijgrok, (2000), Valuation of nature in coastal zones.

Savenije, H. et al, (2000) Savenije H.H.G. (IHE), J.J. Bouma (EUR), H.L.F. Saeijs (EUR/RWS) en W.A. Hafkamp (EUR), De sociaal-economische betekenis van water, In D r. i r. J.G. de Wilt (NRLO) , D r. H. Snijders (AW T), Drs. F. Duijnhouwer (RMNO), Over stromen, Kennis en innovatie opgaven voor een waterrijk Nederland, NRLO-AWT-RMNO, Den Haag, juni 2000.

Schuijt, K., (2000), The economic value of lost natural functions of the Rhine River basin.

Söderqvist, T; (1998), Emperical cost equations for wetland creation: the case of wetlands as nitrogen sink in Scania south Sweden.

Smith, V.K. en W.H. Desvousges (1986). Measuring water Quality Benefits. Boston/Dordrecht/Lancaster, Kluwer.

Stuip, M.A.M., Baker, C.J. and Oosterberg, W.(2002), The socio-economics of Wetlands, Wetlands International en RIZA, The Netherlands

Turner, R. et al (2000), Turner R. Kerry , a,b, Jeroen C.J.M. van den Bergh c, Aat Barendregt e, Jan van der Straaten f, Edward Maltby g, Ekko C. van Ierland, Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy, Special

issue, the values of wetlands, landscape and institutional perspectives, *Ecological Economics* 35 (2000) 7–23.

Turner, R., (2000), *Economic-Ecological Analysis of Wetlands*, *Ecological Economics*, 25:7-23.

Van den Bergh, Meire et al, (1999) *Natuurherstelplan Zeeschelde: drie mogelijke inrichtingsvarianten*, Instituut voor Natuurbehoud, rapport 99/18.

Van Eck G.T.M., De Bruyckere F.L.G., De Meyer E., Maeckelberghe H. *Naar een schone Schelde*, Tijdschrift water.

Vanslebrouck, I., (2002), *Economic assessment of landscape amenities provision by farmers*, thesis UG, 2003.

Verhoeven J.T.A. et al, (2001), a comparative study of nitrogen and posphorus cycling in tidal and non-tidal riverine wetlands, *Wetlands*, Vol.21, no2, pp210-222

Verhoeven J.T.A. et al, (2001), *Plant diversity of Fen Landscapes in the Netherlands*, *Biodiversity in wetlands, assessment, function and conservation*, volume 2.

Vermeersch S., Vandenbussche V., Van den Bergh E., Decler K.(2003), *Verkennde ecologische gebiedsvisie voor de tijgebonden Durme*, Rapport van het instituut voor Natuurbehoud 2003.03, Brussel.

Vlaams BBT-Kenniscentrum, (2002), *Best beschikbare technieken voor mestverwerking*, VITO.

Witteveen &Bos, (2004), *MKBA Sigma, deeltaak 2, onderdeel Ecosysteemwaardering*, draft interim rapport, 2004.

Woodward, R.T, Wui, Y-S, (2001), *The economic value of wetland services: a meta-analysis*, *ecological economics* 37, pp257-270.