

# Naar een gecombineerde meetlat voor milieu- en dierenwelzijn

Hans Blonk

met medewerking van

Mark Goedkoop

April 2009

**Blonk Milieu Advies BV**

Kattensingel 3

2801 CA Gouda

Telefoon: 0182 579970

Email: [info@blonkmilieuadvies.nl](mailto:info@blonkmilieuadvies.nl)

Internet: [www.blonkmilieuadvies.nl](http://www.blonkmilieuadvies.nl)

*Blonk Milieu Advies ondersteunt bedrijfsleven, overheden en maatschappelijke organisaties in hun streven naar duurzaamheid in de agro- en foodketen. Onafhankelijk onderzoek vormt de basis van waaruit we helder en toegesneden advies geven. Voor meer informatie zie [www.blonkmilieuadvies.nl](http://www.blonkmilieuadvies.nl)*

# Naar een meetlat voor Milieu en dierenwelzijn

Hans Blonk

met medewerking van

Mark Goedkoop

April 2009



# Inhoud

<b>1. Inleiding en doel.....</b>	<b>1</b>
1.1 Inleiding.....	1
1.2 Doel.....	1
<b>2. Werkwijze en uitgangspunten .....</b>	<b>2</b>
2.1 Werkwijze algemeen .....	2
2.2 Selectie van dieren en vleessoorten.....	2
2.3 Berekening van milieueffecten.....	3
2.4 Weging van milieueffecten .....	4
2.5 Combinatie met de dierenwelzijnsmeetlat.....	7
<b>3. Resultaten .....</b>	<b>9</b>
3.1 Milieuscores.....	9
3.2 Overall conclusie.....	12
<b>4. Discussie.....</b>	<b>12</b>
<b>5. Referenties .....</b>	<b>14</b>

# 1. Inleiding en doel

## 1.1 Inleiding

Varkens in Nood heeft Blonk Milieu Advies en Pré consultants opdracht gegeven om te onderzoeken of het mogelijk is een milieumeetlat te ontwikkelen die gecombineerd kan worden met de eerder ontwikkelde dierenwelzijnsmeetlat (De Jonge et al. 2008) tot een zogenaamde vleeswijzer. Deze vleeswijzer zou dan analoog aan de viswijzer een instrument kunnen zijn dat consumenten helpt bij de aankoop van vleesproducten en de retail bij de inrichting van het assortiment.

Deze rapportage geeft de resultaten van een studie waarbij de milieueffecten van belangrijke Nederlandse vleesproducten en enkele vleesvervangers zijn geïnventariseerd en geïndexeerd tot één milieuscore. De resultaten betreffen een eerste aanzet van een integrale ranking van de milieuscore voor vleesproducten. Hiervoor is gebruik gemaakt van de meest recente inzichten ten aanzien van LCA<sup>1</sup> modellering en beschikbare data voor Nederlandse vleesproductie. Hiermee is uiteraard niet het laatste woord gezegd over de gehanteerde methodiek. Het wegen en optellen van milieueffecten onderling is methodisch complex. Een aantal discussiepunten zullen nader worden besproken in de rapportage.

## 1.2 Doel

Ontwikkeling van een milieumeetlat voor de belangrijkste Nederlandse vleessoorten die gecombineerd kan worden met de eerder voor Varkens in Nood ontwikkelde dierenwelzijnsmeetlat .

Hierbij gaat het om twee stappen:

1. Op basis van de huidige kennis over milieuaspecten van vleesketens een ranking opstellen met behulp van de LCA methode. Het accent ligt hierbij op vleesproducten van Nederlandse oorsprong.
2. De milieuscores voor vlees zo te indexeren dat een combinatie met de door (De Jonge et al 2008) geformuleerde dierenwelzijnsscore mogelijk is.

Het opstellen van een milieuscore voor vleesproducten is een lastige exercitie omdat er nog veel onzekerheden zijn in de modellering van milieueffecten die verbonden zijn aan vleesproductie en hun alternatieven. Dat heeft zowel betrekking op de berekening van de scores voor de afzonderlijke milieuthema's als op de weging en aggregatie van de verschillende milieuscores tot één milieuscore. Voorts is het van belang dat er goede onderliggende data worden gebruikt. Deze studie baseert zich op de recente dataverzameling van de onlangs voor VROM en LNV uitgevoerde studie "Milieueffecten van Nederlandse consumptie van eiwitrijke producten" (Blonk et al 2008) aangevuld met enkele aanvullende inventarisaties voor andere diersoorten, konijn en Volwaard kip. Voor de onderlinge weging van het belang van milieueffecten is de recent gepubliceerde ReCiPe methode gehanteerd (Goedkoop et al 2009). Daarenboven is gebruik gemaakt van enkele eigen aanvullende voorstellen voor verfijning van de ReCiPe methode. Deze studie geeft vervolgens enkele suggesties voor het combineren van de milieumeetlat met de dierenwelzijnsmeetlat.

---

<sup>1</sup> LCA staat voor milieugerichte Levenscyclusanalyse waarmee de milieueffecten van productieketens van wieg tot graf kunnen worden gekwantificeerd.

## 2. Werkwijze en uitgangspunten

### 2.1 Werkwijze algemeen

Dit onderzoek is ten dele parallel uitgevoerd met het onderzoek voor de ministeries van VROM en LNV naar de milieueffecten van consumptie van eiwitrijke producten. In die studie is zowel naar vlees, vis als vleesvervangende producten gekeken. Voor een groot aantal producten is daar op een eenduidige wijze het broeikas effect en het landgebruik gekwantificeerd. Deze resultaten zijn als input gebruikt voor dit project. Daarmee is geborgd dat de gebruikte milieuscores per diersoort op een zelfde wijze zijn uitgerekend<sup>2</sup>.

Er is gekozen voor een interactieve werkwijze waarbij er verschillende overlegmomenten zijn geweest met de opdrachtgever. Op basis van tussenresultaten is besproken welke milieuthema's er verder uitgewerkt moeten worden en hoe een eventuele weging tussen milieu en dierenwelzijn kan plaats vinden.

### 2.2 Selectie van dieren en vleessoorten

In overleg met Varkens in Nood zijn de volgende dieren, vleesproducten en vleesvervangers geselecteerd:

*Tabel 2.1 Meegenomen dieren, vleessoorten en vleesvervangers in het onderzoek*

<b>Dier</b>	<b>Vleessoort</b>	<b>Databronnen</b>
<b>Iers rund</b>	Iers rundvlees (lappen)	Blonk et al. 2008
<b>Nederlands lam</b>	Lamsvlees	Blonk et al. 2008
<b>Nederlands varken (biologisch)</b>	Biologisch varkensvlees en vleeswaren	Blonk et al. 2007
<b>Nederlandse kip (biologisch)</b>	Kip, kippenborst, kipfilet	Blonk et al. 2007
<b>Nederlands varken</b>	Varkensvlees en vleeswaren	Blonk et al. 2008
<b>Nederlands melkvee</b>	Rundergehakt	Blonk et al. 2008
<b>Nederlands biologisch melkvee</b>	Biologisch rundergehakt	Blonk et al. 2007
<b>Nederlands konijn</b>	Konijnenbout	Berekend in deze studie
<b>Nederlands kalkoen</b>	Kalkoenbout en kalkoenfilet	Blonk et al. 2007
<b>Nederlands kalf (wit)</b>	Kalfsvlees	Blonk et al. 2008
<b>Nederlandse kip volwaard</b>	Kippenbout kipfilet	Berekend in deze studie
<b>Nederlandse kip</b>	Kippenbout kipfilet	Blonk et al. 2008
	Tofu	Blonk et al. 2008
<b>Legkip</b>	Quorn	Blonk et al. 2008
<b>Melkkoe</b>	Valess	Blonk et al. 2008
<b>Legkip</b>	Vegaburger gemiddeld	Blonk et al. 2008

Met deze selectie wordt een breed palet van vleesproducten die in de Nederlandse supermarkt worden verkocht gecoverd. Daarnaast hebben we ook gekeken naar de aansluiting met het project waarin de dierenwelzijnsmeetlat is ontwikkeld. Voor Nederlands konijn en de Volwaard kip is een aanvullende analyse uitgevoerd omdat deze niet meegenomen waren in het eerder genoemde rapport voor VROM en LNV. De resultaten voor het Nederlands konijn zijn separaat gerapporteerd (Scholten 2008). Voor de Volwaard kip is geen aparte rapportage gemaakt omdat die in grote lijnen hetzelfde is als het vleeskuiken

<sup>2</sup> Belangrijk bij de uitvoering van een LCA waarin producten worden vergeleken, is dat de uitgangspunten ten aanzien van systeembakening en allocatie consequent worden gehanteerd. In de studie voor VROM en LNV zijn daarom alle berekeningen voor producten opnieuw uitgevoerd vanuit de basisdata.

waarvan de data in de VROM studie zijn gerapporteerd (Blonk et al. 2008) De gebruikte data voor de Volwaard kip zijn opgenomen in de lijst van basisdata in de bijlage.

## 2.3 Berekening van milieueffecten

Voor de berekening van milieueffecten is uitgegaan van de methodologie zoals gehanteerd in het rapport “Milieueffecten van Nederlandse consumptie van eiwitrijke producten; gevolgen van vervanging van dierlijke eiwitten anno 2008” (Blonk et al. 2008). De berekeningen zijn uitgevoerd voor een gemiddelde kg vlees van een diersoort verpakt in de supermarkt en betreffen de gehele productieketen. Voor de productiesystemen die in (Blonk et. al. 2008) zijn onderzocht, is gebruik gemaakt van dezelfde basisdata. Voor de productiesystemen die daar niet zijn onderzocht, is gebruik gemaakt van de basisdata van het consumentenbond onderzoek milieuanalyse van vlees uit het jaar 2007 (Blonk et. al. 2007). Voor twee productiesystemen is een aanvullende analyse uitgevoerd als onderdeel van deze studie, de Nederlandse konijnenproductie en de Volwaard kip (zie bijlage voor resultaten).

De volgende milieu-indicatoren zijn berekend:

Broeikasemissie	kg CO <sub>2</sub> -eq
Ruimtebeslag bouwland Zuid Amerika/Zuid Oost Azië	m <sup>2</sup> *jaar
Ruimtebeslag grasland ZA/ZOA	m <sup>2</sup> *jaar
Ruimtebeslag bouwland EU/VS	m <sup>2</sup> *jaar
Ruimtebeslag grasland EU/VS	m <sup>2</sup> *jaar
Ruimtebeslag bouwland biologisch	m <sup>2</sup> *jaar
Ruimtebeslag grasland biologisch	m <sup>2</sup> *jaar
verzuring vanwege “landbouw” ammoniak	kg NH <sub>3</sub>
fosfaatemissie landbouwbodem	kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
metalen	g Cu
metalen	g Zn

De selectie van deze milieu-indicatoren is terug te voeren op de volgende overwegingen:

- In diverse eerder uitgevoerde LCA studies blijken deze indicatoren een belangrijk tot overwegend effect op de milieuscore te hebben.
- Ruimtebeslag en broeikasemissie zijn in de maatschappelijke discussie over het milieueffect van dierlijke productie belangrijke issues (Steinfeld et al. 2006, Blonk et al. 2008) die wereldwijd over de gehele keten gelden. Het waterverbruik is eveneens een belangrijk issue voor dierlijke productieketen. De LCA systematiek biedt echter nog onvoldoende basis om het waterverbruik te operationaliseren (zie themanummer LCA journal, 2008)
- Daarnaast leidt dierlijke productie in Nederland tot milieuproblemen vanwege accumulatie en verspreiding van mineralen en metalen. Hiervoor zijn de indicatoren ammoniak, fosfaat, koper en zink meegenomen. Er is echter geen milieueffectmodellering gehanteerd waarbij rekening wordt gehouden met de lokale situatie (achtergrondemissies en gevoeligheid van natuur).
- Bij de berekening van het broeikasemissie hebben we ook gekeken naar het broeikasemissie in relatie tot landgebruik en de toerekening van landconversie van natuurgebied naar landbouwgebied<sup>3</sup>.

---

<sup>3</sup> In de IPCC systematiek voor monitoring van het broeikasemissie van landen voor het Kyoto protocol worden deze emissies apart van de landbouw berekend onder de categorie LuLucF, Land use, and Land use change and Forestry. Landgebruik betreft het actuele ruimtegebruik door een activiteit. Vanwege het landgebruik voor de ene functie worden andere functies zoals natuur en koolstofopslag belemmerd. Landconversie betreft hier de omzetting van natuurgebied naar landbouwgebied. waardoor eenmalig het biotoop inclusief de koolstof in dat biotoop wordt vrijgemaakt wat leidt tot een broeikasemissie.



Hiervoor zijn verschillende methodiekvoorstellen beschikbaar<sup>4</sup> maar er is nog veel discussie over het aan landgebruik en landconversie toe te rekenen broeikas effect in ketenstudies (zie Blonk 2009). Die discussie heeft betrekking op drie onderwerpen:

1. Wat zijn achtergrondemissies die toerekenbaar zijn aan het product? Dit betreft met name het organisch stof verlies in de landbouw.
2. Wat is het broeikas effect van het onttrekken van land als 'sink' voor opslag van koolstof?
3. Welke en hoeveel landconversie moet worden toegerekend aan een specifieke productieketen?

We hebben voor deze studie een berekening gemaakt op basis van een concept methodiek voorstel dat Blonk Milieu Advies medio 2009 zal publiceren in het kader van het project 'Naar een protocol en rekentool voor het broeikas effect van tuinbouwproducten'. In de discussie zal hier nader op in worden gegaan.

## 2.4 Weging van milieueffecten

De berekende milieu-indicatoren zijn met behulp van de nieuw ontwikkelde ReCiPe methode omgerekend tot één milieuscore (Goedkoop et al., 2008). De ReCiPe methode is bedoeld voor weging binnen LCA en is ontwikkeld door een Europees Consortium waar vanuit Nederland aan werd deelgenomen door de Universiteit van Nijmegen, CML, Pré-consultants en het RIVM. Basis van deze methode is dat alle milieudrukindicatoren worden omgerekend tot een drietal 'endpoints': beslag op voorraden, beslag op biodiversiteit en humane gezondheid. Voor deze studie is alleen het beslag op biodiversiteit meegenomen. De eenheid daarvoor is PDF wat staat voor Potentially Disappeared Fraction of species (zie tabel 2.2). In Bijlage 2 is een korte introductie opgenomen van de methodiek.

Tabel 2.2 gehanteerde equivalentiefactoren om milieueffecten onderling te wegen tot een score op biodiversiteit. Hoe hoger de score, hoe groter het soorten verlies. 1 kg CO<sub>2</sub>eq komt overeen met een verlies aan 7,93 e-9 soorten per jaar.

	Verlies aan soorten PDF
kg CO <sub>2</sub> -eq	7,93E-09
bouwland ZA/ZOA m <sup>2</sup> *jaar	1,92E-08
grasland ZA/ZOA m <sup>2</sup> *jaar	1,56E-08
bouwland EU/VS m <sup>2</sup> *jaar	1,92E-08
grasland EU/VS m <sup>2</sup> *jaar	1,56E-08
bouwland biologisch m <sup>2</sup> *jaar	1,78E-08
grasland biologisch m <sup>2</sup> *jaar	1,32E-08
kg NH <sub>3</sub> lucht	7,18E-09
kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> bodem	1,47E-08
g Cu bodem	5,20E-09
g Zn bodem	8,00E-10

ZA/ZOA = Zuid Amerika/ Zuid Oost Azië

We hebben twee verfijningen aangebracht in de methode en onderzocht in hoeverre die verfijningen thans bruikbaar zijn om op te nemen in de milieuranking van vleesproducten. De eerste heeft betrekking op een meer uitgebreide berekening van het broeikas effect waarbij ook landgebruik en landconversie worden meegerekend. De tweede heeft betrekking op het differentiëren in natuurwaardeverlies per regio en het meenemen van het natuurwaardeverlies vanwege landconversie.

<sup>4</sup> Zie bijvoorbeeld het PAS2050 protocol voor de berekening van het broeikas effect van producten en het Nederlandse protocol voor biofuels

### 1. Broeikaseneffect vanwege landgebruik en landconversie<sup>5</sup>

In de basisberekening wordt er nog geen rekening gehouden met het broeikaseneffect vanwege landgebruik<sup>6</sup> omdat er nog geen consensus is over de rekenmethode hiervoor.<sup>7</sup> Om toch een idee te krijgen van het belang van broeikaseneffect vanwege landgebruik en landconversie zijn diverse tentatieve berekeningen uitgevoerd.

Er kunnen drie vormen van extra broeikaseneffect gekoppeld aan landgebruik worden onderscheiden:

1. Broeikaseneffect vanwege verlies aan carbonsink functie van het natuurlijk ecosysteem dat er niet meer is vanwege het gebruik als landbouwgrond.
2. Broeikaseneffect vanwege verlies aan organische stof in de landbouwbodem
3. Broeikaseneffect vanwege omzetting van natuurgebied naar akkerbouwgebied

In tabel 2.4 is aangegeven welke emissiefactoren zijn gehanteerd om extra broeikaseneffect vanwege Land Use and Land Use Change (LULUC) door te rekenen.

Tabel 2.3 PDF scores vanwege broeikaseneffect vanwege landgebruik

	Verlies aan Sink functie	Verlies aan Org. stof	Conversie Natuur → landbouw	Totaal	Totaal
	Kg CO <sub>2</sub> eq/ha*jaar				PDF/m <sup>2</sup> *jaar
<b>ZA soja Brazilië</b>	400	1650	6681	8731	6,92E-09
<b>ZA soja Argentinië</b>	400	1650	1392	3442	2,73E-05
<b>ZOA palmfruit</b>	400	1650*	6016	8066	6,40E-05
<b>bouwland ZA/ZOA</b>	400	1650		2050	1,63E-05
<b>grasland ZA/ZOA</b>	400	0		400	3,17E-06
<b>bouwland EU/VS</b>	400	1650		2050	1,63E-05
<b>grasland EU/VS</b>	400	0		400	3,17E-06
<b>bouwland biologisch</b>	400	1170		1570	1,25E-05
<b>grasland biologisch</b>	400	1170		1570	1,25E-05

\* exclusief Veenoxidatie

Voor landconversie is een methodiek gehanteerd uitgaande van het voorstel in (Blonk et al. 2009). Met deze methodiek wordt een regio-specifiek broeikaseneffect vanwege landconversie berekend. Uitgaande van de gebruikte grondstoffen en herkomst daarvan in combinatie met de trends in gewastoe name en afname van natuurgebied in een land of regio hebben drie grondstoffen een LuLuc score. Dat zijn de grondstoffen met een groei aan areaal in een land waarbij tegelijkertijd in dat land een afname van natuurgebied heeft plaats gevonden. Het gaat daarbij om de 240, 315 en 322 (m<sup>2</sup> conversie/ ha) voor respectievelijk soja uit Brazilië, soja uit Argentinië en Palmfruit in Zuid Oost Azië<sup>8</sup> in de periode 1987-2007 (FAO stat). Gemiddeld genomen is deze toename voor respectievelijk 71%, 17% en 73% ten koste gegaan van oorspronkelijk natuurgebied. Opgemerkt moet worden dat de uitkomsten voor toegerekende landconversie afhankelijk zijn van de trends in landconversie en daardoor in de tijd kunnen veranderen onafhankelijk van de specifieke keten die wordt onderzocht, zie verder de discussie.

<sup>5</sup> Landgebruik betreft het actuele ruimtegebruik door een activiteit. Vanwege het landgebruik voor de ene functie worden andere functies zoals natuur en koolstofopslag belemmerd. Landconversie betreft hier de omzetting van natuurgebied naar landbouwgebied, waardoor eenmalig het biotoop inclusief de koolstof in dat biotoop wordt vrijgemaakt wat leidt tot een broeikasgasemissie.

<sup>6</sup> Het overgrote deel van het landgebruik betreft de voerproductie.

<sup>7</sup> Dit is ook in lijn met de aanbeveling uit Blonk 2009 om het broeikaseneffect vanwege LuLuc apart te rapporteren van de overige broeikasgasemissies.

<sup>8</sup> De landconversies voor de overige voedergrondstoffen bleken bij de gehanteerde (voeder)grondstoffen samenstellingen verwaarloosbaar.

## 2. Extra natuurwaardeverlies in de regio's Zuid Amerika en Zuid Oost Azië

Omdat een deel van de voedergrondstoffen uit landen komen met een hoge achtergrondbiodiversiteit en landen waar relatief veel conversie plaats vindt van natuurgebied zijn drie aanvullende analyses gemaakt.

1. Verlies aan natuurwaarde door landconversie in Zuid Amerika en Zuid Oost Azië
2. Verhoogd verlies (3x) van biodiversiteit in Zuid Amerika en Zuid Oost Azië
3. Beiden gecombineerd

ad 1. Om het verlies aan natuurwaarde door landconversie te berekenen is uitgegaan van de hierboven genoemde conversiewaarden voor soja en palmfruit. Door het specifieke landgebruik in de te onderscheiden regio's te vermenigvuldigen (zie tabel 2.2) met een hersteltijd van 450 jaar is het natuurwaardeverlies berekend. De hersteltijd van 450 jaar is de waarde die in de RCiPe methode wordt gegeven voor het herstel van "Low and medium peat bogs, old dry meadows and heath land" volgens het hierarchistisch perspectief. Daarmee is de op een na hoogste hersteltijd gekozen in een perspectief dat in het midden ligt tussen een opportunistisch economisch perspectief en een natuurgericht conservatief perspectief. De uitersten in hersteltijd voor dit vegetatietype zijn 100 en 1000 jaar.

ad 2. De ReCiPe methode maakt geen onderscheid in regionale verschillen in soortenrijkdom bij de berekening van het verlies aan biodiversiteit. (zie ook bijlage 2)

Om hiervoor te corrigeren is een worst case benadering gehanteerd waarbij een factor 3 verschil is aangenomen tussen biodiversiteit per hectare in de gematigde zones en de subtropische zones. Dit verschil is de bovengrens van het verschil dat afgeleid kan worden uit het verschil in soortenrijkdom van planten in de verschillende biomen waarin thans wordt geteeld (Kier et. al. 2005). Benadrukt moet worden dat er nog nader onderzoek gewenst is om verschillen in biodiversiteit in te brengen in ReCiPe. (zie verder bijlage 2).

Ad 3. Wanneer aangenomen wordt dat de soortenrijkdom in Zuid Amerika en Zuid Oost Azië in natuurlijke biomen een factor 3 hoger is dan moet daarmee ook rekening worden gehouden bij de landconversiefactoren .

In tabel 2.4 zijn de equivalentiefactoren opgesomd die gebruikt zijn voor de berekeningen ten aanzien van landconversie en een verhoogd biodiversiteitsverlies.

*Tabel 2.4 Equivalentiefactoren voor direct biodiversiteits landgebruik en landconversie*

	<b>Landgebruik PDF m<sup>2</sup>*jr</b>	<b>Landconversie PDF/m<sup>2</sup> geconverteerd*jr</b>
<b>bouwland ZA/ZOA m<sup>2</sup>*jaar</b>	1,92E-08	8,64E-06
<b>grasland ZA/ZOA m<sup>2</sup>*jaar</b>	1,56E-08	7,02E-06
<b>bouwland ZA/ZOA m<sup>2</sup>*jaar 3x</b>	5,76E-08	2,59E-05
<b>grasland ZA/ZOA m<sup>2</sup>*jaar 3x</b>	4,68E-08	2,11E-05

Omdat de toerekening van landconversie naar een specifiek landgebruik nog sterk ter discussie staat bevelen we aan om in de basis landconversie buiten beschouwing te laten. We voeren wel een berekening uit om te laten zien hoe groot het effect is van landconversie op de resultaten.

Ook stellen we voor om het broeikas effect vanwege landgebruik mee te nemen in de basisberekening.

## 2.5 Combinatie met de dierenwelzijnsmeetlat

Om de resultaten van biodiversiteitsverlies per kg vlees te kunnen combineren met de dierenwelzijnsmeetlat (zie figuur 2.1) moesten er twee bewerkingen worden uitgevoerd.

1. De milieuscores moesten worden geschaald op een schaal vergelijkbaar met de schaal van de dierenwelzijnsmeetlat van 1 tot 10.
2. De scores voor dierenwelzijn per dier moeten worden omgerekend naar scores per kg vleesproduct.

### Schaling van de milieuscores

De absolute uitkomsten van de milieumeetlat zijn geschaald naar een score tussen de 0 en 100% door de hoogste score op 100% te plaatsen en de overige scores daaraan te relateren.

Welzijnswijzer	
kalkoen	1
kip	
konijn	2.5
kalf	
varken	5
kip volwaard	
rund	
kip label rouge	6.5
kip (biologisch)	
rundergehakt	7
kalf (biologisch)	
varken (biologisch)	8
rund (biologisch)	
rundergehakt (biologisch)	9
lam	
lam (biologisch)	10

Figuur 2.1 Voorstel dierenwelzijnsmaatlat (de Jonge et al. 2008)

### Schaling van de dierenwelzijnsmeetlat naar productie van vlees

Om de dierenwelzijnscore vergelijkbaar te maken met de milieuscore zijn er verschillende mogelijkheden. Allereerst is het belangrijk om het verlies aan dierenwelzijn te berekenen zodat de schalen de zelfde kant op werken. Ten tweede is het van belang om een verlies aan dierenwelzijn te berekenen gerelateerd aan de productie van een bepaalde hoeveelheid vlees omdat de milieuscore ook op die manier is uitgedrukt.

Om een vergelijkbare schaling van 1 tot 10 te maken is de hoogste ReCiPescore (hoogste biodiversiteitsverlies) op 100% gesteld. De overige ReCiPescores worden dan als percentage van de hoogste score uitgedrukt. Om de scores te kunnen combineren moeten ze vervolgens gelijk gericht worden. Dat is bijvoorbeeld mogelijk door de inverse van de dierenwelzijnscore te nemen, de dierenleedscore. Bij een 10 is het dierenleed volgens de dierenwelzijnsmaatlat minimaal, dan kan de score op 0% worden gesteld en bij een 1 is het dierenleed maximaal, dan wordt de score op 100% gesteld<sup>9</sup>.

De dierenleedmaatlat die per dier is opgesteld zou dan vervolgens kunnen worden omgerekend naar dierenleed per kg dier op basis van het aantal individuen dat nodig is voor de productie van een kg vlees

<sup>9</sup> De milieuscore is een ratioschaal. Idealiter zou je die willen combineren met een ratioschaal op dierenleed.

(zie tabel 2.5). Het viel verder buiten het bestek van deze studie om de dierenleedkwantificering in combinatie met de milieuscore rekenkundig uit te werken.

*Tabel 2.5 Aantal individuen per kg vleesproduct*

	<b>dieren voor een kg "vlees" product</b>
<b>Rund</b>	0,004
<b>Lam</b>	0,056
<b>Varken (biologisch)</b>	0,016
<b>Kip (biologisch)</b>	0,455
<b>Varken</b>	0,016
<b>Runder gehakt</b>	0,005
<b>Rundergehakt (biologisch)</b>	0,005
<b>Konijn</b>	0,694
<b>Kalkoen</b>	0,097
<b>Kalf</b>	0,015
<b>Kip volwaard</b>	0,667
<b>Kip</b>	0,667
<b>Tofu</b>	0,000
<b>Quorn (met kippeneiwit)</b>	0,013
<b>Valess</b>	0,000
<b>Vegaburger (met kippeneiwit)</b>	0,010

### 3. Resultaten

#### 3.1 Milieuscores

De milieuscores per kg vlees zijn allereerst uitgerekend voor een basisscenario waarbij het broeikas effect van landgebruik zijn meegerekend maar niet die van landconversie. De resultaten hiervan zijn weergegeven in tabel 3.1<sup>10</sup>

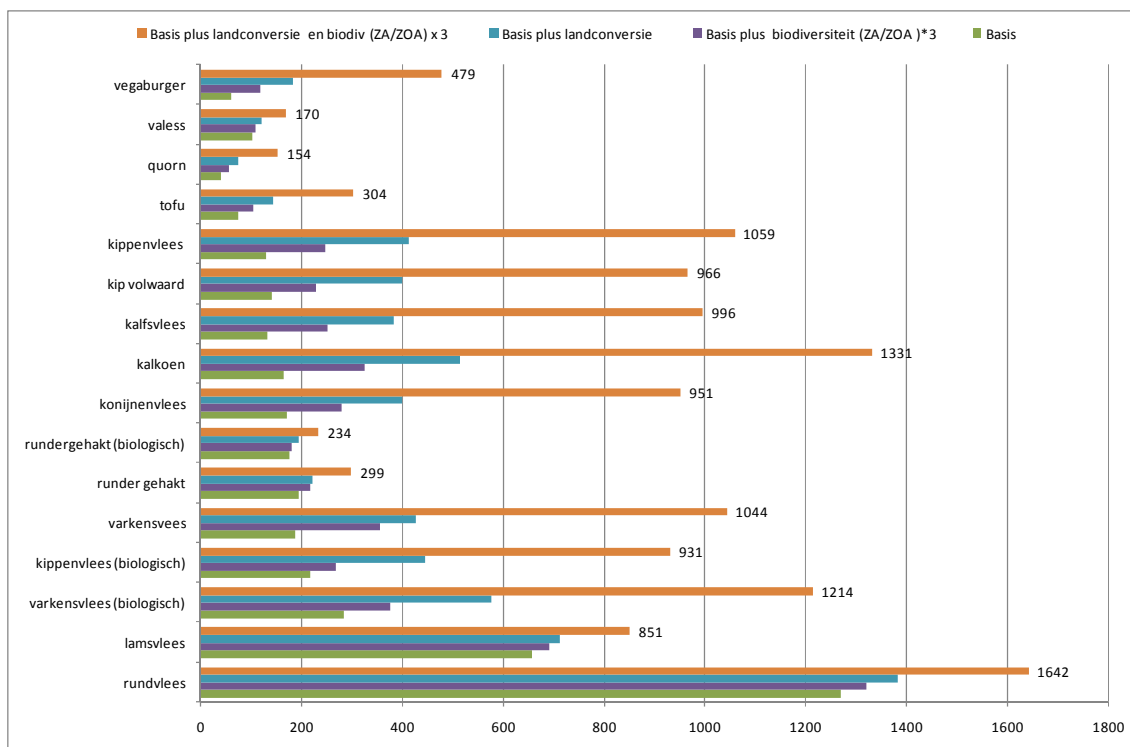
Het Iers Rundvlees heeft hier de hoogste milieubelasting per kg, een verlies van  $1269 \cdot 10e-9$  soorten jaar. Deze score is op 100% gesteld.

Tabel 3.1 Basisberekening inclusief broeikas effect vanwege landgebruik maar exclusief differentiatie in soortenrijkdom tussen de continenten.

	Soorten verlies in $10e-9$ soorten per jaar	Relatief ten opzichte van Iers rund
Rund	1269	100%
Lam	658	52%
varken (biologisch)	286	23%
kip (biologisch)	219	17%
Rundergehakt	196	15%
Varken	188	15%
rundergehakt (biologisch)	178	14%
Konijn	172	14%
Kalkoen	165	13%
kip volwaard	142	11%
Kalf	134	11%
Kip	130	10%
Valess	102	8%
Tofu	75	6%
Vegaburger	61	5%
Quorn	42	3%

Een groot effect op de resultaten heeft het meerekenen van het biodiversiteitsverlies door landconversie en wanneer een correctie wordt gemaakt op het verschil in biodiversiteit in de tropische regio ten opzichte van gemiddeld op de wereld. In ReCiPe wordt dit onderscheid vooralsnog niet gemaakt. Voor het verschil in biodiversiteit is een factor 3 aangehouden. Figuur 3.2 laat de verschuivingen zien wanneer landconversie en een verschil in biodiversiteitsverlies worden meegerekend.

<sup>10</sup> Een meer nauwkeurige score voor het broeikas effect waarbij ook het broeikas effect vanwege landconversie wordt meegenomen, verandert het resultaat nauwelijks. Er zijn wat kleine verschuivingen. Het rundergehakt scoort iets beter ten opzichte van konijn en kalkoen en kip gaat iets slechter scoren dan Valess.



Figuur 3.1 ReCiPescor (PDF 10 e-9) bij het meerekenen van landconversie en hoger verlies aan biodiversiteit in Zuid Amerika en Zuid Oost Azië. De rating van producten in een milieumeetlat wordt dan zeer sterk beïnvloed. Voor een aantal producten stijgt de milieuscore met een factor 10. Het gaat hierbij vooral om producten met veel soja zoals tofu, kip en kalkoen (tabel 3.3).

Tabel 3.2 Verschuiving van rating ten opzichte van de basis (inclusief broeikas effect ruimtebeslag) en een berekening waarbij landconversie is meegerekend en een verhoogd biodiversiteitsverlies (\*3) in Zuid Amerika en Zuid Oost Azië.

	Recepte basis met broeikas effect vanwege landgebruik	Recepte met maximaal landgebruik en landconversie
rundvlees	100%	100%
lamsvlees	52%	52%
varkensvlees (biologisch)	23%	74%
kippenvlees (biologisch)	17%	57%
runder gehakt	15%	18%
varkensvees	15%	64%
rundergehakt (biologisch)	14%	14%
konijnenvlees	14%	58%
kalkoen	13%	81%
kip volwaard	11%	60%
kalfsvlees	11%	61%
kippenvlees	10%	64%
valess	8%	10%
tofu	6%	18%
vegaburger	5%	29%
quorn	3%	9%

Het gezamenlijk meenemen van landconversie en een hoger biodiversiteitsverlies leidt tot een andere ranking van de vleesproducten en vleesvervangers. Dat heeft voor het overgrote deel te maken met het gebruik van soja uit Zuid Amerika. Daarmee worden de scores en de ranking extreem gevoelig voor de mate van gebruik van soja en de herkomst van soja, want die kan in plaats van uit Zuid Amerika ook uit Noord Amerika komen. Dit kan goed geïllustreerd worden aan de hand van tofu en varkensvlees.

De score van tofu zou ongeveer met een factor 4 omhoog gaan (een ReCiPe score van 304 naar 1135 en een ranking van 18% naar 69%) wanneer de sojabonen voor 100% uit Zuid Amerika zouden komen in plaats van 25% uit Zuid Amerika, wat is aangenomen in de basisberekeningen. Varkensvlees waarbij voor het voer 80% minder soja wordt gebruikt (3% in het voer in plaats van 15%) zou een factor 3 lager uitkomen (een ReCiPe score van 1044 naar 433 en een ranking van 64% naar 26%). Beide scenario's komen overigens voor in de praktijk maar zijn thans niet zichtbaar in de markt. Deze variatie in herkomst van de soja maakt het mogelijk dat tofu belangrijk slechter kan scoren dan varkensvlees.

Omdat de toerekening van landconversie aan productieketens nog veel onzekerheid kent en omdat variatie in herkomst op het schap niet zichtbaar is bevelen we aan om vooralsnog landconversie buiten beschouwing te laten.

Wel vinden we het belangrijk om het verschil in biodiversiteit tussen landen en biotopen mee te nemen ondanks de onzekerheden hoe deze mee te rekenen in ReCiPe. In deze studie hebben we daarvoor een eerste inschatting gemaakt, namelijk dat het biodiversiteitsverschil van de oorspronkelijke natuur in Zuid Amerika en Zuid Oost Azië een factor 3 is. In een vervolgstudie zou dat beter moeten worden onderzocht. De milieumeetlat kan vooralsnog gebaseerd worden op het gemiddelde van de volgende twee scenario's.

1. broeikas effect met de landgebruikseffecten, verlies aan organisch stof en carbon sink, geen verschil in biodiversiteit.
2. als 1 met een 3x hoger verlies aan biodiversiteit in Zuid Amerika en Zuid Oost Azië dan in Europa en Noord Amerika

De inschatting is dat met deze twee scenario's ook een raming wordt gegeven van het verschil in herkomst van grondstoffen in een scenario waarbij het biodiversiteitsverlies in Zuid Amerika en Zuid Oost Azië harder doortelt. Binnen het bestek van deze studie was het niet mogelijk om dat in meer detail te onderzoeken. In tabel 3.3 zijn deze scores weergegeven.

*Tabel 3.3 Categorisering van milieuscores op basis van een ReCiPe score inclusief broeikas effect van landgebruik (minimum) met daaraan toegevoegd een drie keer hoger verlies aan biodiversiteit in Zuid Amerika en Zuid Oost Azië.*

	Basis en basis met 3 x hogere biodiversiteit in ZOA en ZA	Gemiddeld
Rundvlees	100%	100%
Lamsvlees	52-53%	52%
varkensvlees (biologisch)	23-29%	26%
Varkensvlees	15-27%	21%
Kalkoen	13-25%	19%
Konijnenvlees	14-21%	18%
kippenvlees (biologisch)	8-20%	14%
Kalfsvlees	11-19%	15%
runder gehakt	15-16%	16%
rundergehakt (biologisch)	13-14%	14%
kip volwaard	11-17%	14%
kippenvlees	10-19%	15%
Vegaburger	5-9%	7%
Valess	8-8%	8%
Tofu	6-8%	7%
Quorn	3-4%	4%



De scores in tabel 3.3 kunnen op verschillende wijzen worden gecategoriseerd in een meetlat. Een mogelijk classificatie zou kunnen zijn op basis van gemiddelden, zie onderstaande tabel 3.4. Probleem blijft dan wel dat de uitersten van een diersoort in een andere categorie kunnen vallen, dat geldt met name voor varken en kip.

Tabel 3.4 Categoriëring op basis van gemiddelde scores

Hoger of gelijk aan 30%	Iers Rundvlees en Lamsvlees
Gelijk of hoger dan 20% maar minder dan 30%	Varkensvlees (biologisch), Varkensvlees
Gelijk of hoger dan 10% maar minder dan 20%	Kalkoen, Konijnenvlees, kippenvlees (biologisch) Kalfsvlees, rundergehakt, rundergehakt (biologisch) kip volwaard, kippenvlees
Gelijk of hoger dan 0% maar minder dan 10%	Vegaburger, Valess, Tofu, Quorn

### 3.2 Overall conclusie

In dit project hebben we op basis van de laatste stand van zaken ten aanzien van data over vlees en vleesvervangers en weging van milieuscores in LCA een rating vastgesteld van milieuscores op een schaal van 0% tot 100%, ofwel tussen de 0 en de 10. Deze rating kan gebruikt worden tezamen met de dierenwelzijnsmeetlat zoals ontwikkeld door de Jonge et al 2008. Opvallend is dat het een glijdende schaal is waarbij de scores van de diverse productcategorieën behoorlijk kunnen variëren afhankelijk van het meerekenen en weging van de herkomst van grondstoffen. Gezien de uitkomsten zou een schaal met vier categorieën (zoals in tabel 3.5) waarschijnlijk het meest bruikbaar zijn, hoewel bij kip (biologisch en regulier) en regulier varkensvlees een kans bestaat dat deze te ongunstig worden ingedeeld.

## 4. Discussie

Twee factoren zijn sterk bepalend voor de uitkomsten van de milieuscores met de gebruikte ReCiPe methodiek :

1. de toerekening van landconversie naar de productieketens
2. het verschil in biodiversiteit tussen de oorspronkelijke biotopen waar de grondstoffen worden geteeld.

Landconversie waarbij natuurgebied wordt omgezet naar akkerbouwland of grasland voor veehouderij is wereldwijd een van belangrijkste factoren voor verlies aan biodiversiteit. Het direct soortenverlies door het verdwijnen van biotoop is ook veel groter dan het indirecte verlies aan soorten door het verhoogd broeikaseffect vanwege landconversie. Gezien het grote belang van landconversie is het wenselijk dat in zoverre er een causaal verband is landconversie te kunnen meerekenen in een LCA van landbouwproducten. Totnogtoe is er nog geen consensus over hoe dat moet gebeuren. De recent verschenen BS-PAS 2050 norm voor de berekening van het broeikaseffect van producten geeft daarvoor wel een aantal richtlijnen maar die zijn nog niet algemeen geaccepteerd. Bovendien is er een aantal zwaarwegende nadelen zoals het min of meer arbitraire afschrijvingstermijn van 20 jaar van de conversie en de moeilijkheid om een conversie te kunnen koppelen aan de teelt van een grondstof wanneer er tussentijds andere activiteiten hebben plaatsgevonden. Het protocol voor de berekening van het broeikaseffect van tuinbouwproducten doet daarom een ander voorstel (Blonk 2009 et al. ). De trend van verlies in natuur in landen wordt statistisch gealloceerd aan groeiende landbouwarealen. Daarmee wordt een inschatting gegeven van de oorzakelijk vraagfactor die sturend is voor de groei van landbouw ten koste van natuur. Wij vinden dat een betere methode maar of deze methode ook gemeengoed wordt, is nog de vraag.

De tweede factor is een wenselijke aanvulling op de ReCiPe equivalentiefactoren. Nu is de achtergrondbiodiversiteit nog gelijk gesteld in de methode. Voor de toekomst zou enige differentiatie wenselijk zijn gezien de verschillen in biotopen in de wereld.

Naast deze methodische vraagstukken zijn de data ten aanzien van herkomst van grondstoffen van groot belang voor de uitkomsten. De herkomst van grondstoffen kan redelijk worden ingeschat op basis van literatuur en de PDV mengvoederenquête van 2004 . Maar recente landelijke gemiddelden van de voedergrondstoffen ontbraken. Dit kan gezien het belang van de herkomst vanuit Zuid Amerika en Zuid Oost Azie een groot effect hebben op de resultaten. Bij vleesvervangers speelt het probleem van de herkomst ook maar voor deze producten is er geen centrale statistiek beschikbaar en zal de informatie per producent verzameld moeten worden.

## 5. Referenties

Blonk, T.J., C. Alvarado & A. de Schryver (2007) Milieueffecten van vlees, Pre Consultants, Amersfoort en Blonk Milieu Advies Gouda

Blonk, T.J., A. Kool & B. Luske (2008) Milieueffecten van Nederlandse consumptie van eiwitrijke producten, gevolgen van vervanging van dierlijke eiwitten anno 2008. Gouda: Blonk Milieu Advies.

Blonk, T.J. A. Kool, T. Ponsioen & B. Luske (2009) Berekening broeikasgasemissies van productie van tuinbouwproducten, verkenning en oplossingen van methodiekvragen tbv de ontwikkeling van het Nederlandse tuinbouwprotocol. Gouda: Blonk Milieu Advies.

De Jonge, F. H., M.A. Vaal, J. Jocelyn en M. Ooms (2008), 'Kiezen voor dierenwelzijn' studentenonderzoek verricht in opdracht van de Stichting Varkens in Nood, Wetenschapswinkel Utrecht 2008

Ewing B., A. Reed, S.M. Rizk, A. Galli, M. Wackernagel, and J. Kitzes. (2008). Calculation Methodology for the National Footprint Accounts, 2008 Edition. Oakland: Global Footprint Network

Goedkoop M.J., Heijungs R, Huijbregts M., De Schryver A.;Struijs J.,; Van Zelm R, ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation; 6 January 2009, [www.lcia-recipe.info](http://www.lcia-recipe.info)

Rood, G.A. (2004); Wiltink HC ; Nagelhout D ; Brink BJE ten ; Leewis RJ ; Nijdam DS Rapportnr. 500013005, 2004.

Scholten, J. (2008) Broeikaseffect en Ruimtebeslag Nederlands konijnenvlees, Gouda: Blonk Milieu Advies.

Steinfeld, H. G., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., & C. de Haan (2006). Livestock's Long Shadow - Environmental Issues and Option. FAO.

## Bijlage 1: Gebruikte inputgegevens voor de berekeningen.

Gebruikte input gegevens (bronnen Blonk 2007, Blonk 2008 en deze Studie (konijn en volwaard kip)

Alle waarden per kg vlees	kg CO2-eq	bouwland ZA/ZOA (m2)	bouwland totaal (m2)	landconversie (m2/m2 bouwland)	landconversie in ZA/ZOA (m2/m2)	bouwland EU/VS (m2)	grasland EU/VS (m2)	bouwland biologisch (m2)	grasland biologisch (m2)	verzuring kg NH3	g Cu/kg	g Zn/kg	kg P2O5
Rund	38,3	1,3	5,7	0,002293	0,01307	4,4	54,6			0,139	0,090	0,230	
Lam	16,3	0,9	2,8	0,002293	0,00642	1,9	30,3			0,055	0,090	0,230	
varken (biologisch)	6,1	2,4	12,2	0,002766	0,033745	0,3		9,5		0,034	0,080	0,320	0,009
kip (biologisch)	4,1	1,3	9,6	0,002807	0,026947	0,3		8		0,018	0,050	0,039	0,007
varken	4,5	4,4	7,7	0,0036	0,02772	3,3	0			0,026	0,083	0,320	0,014
runder gehakt	8,9	0,6	2,6	0,001243	0,003232	2	4,7			0,030	0,090	0,230	0,016
rundergehakt (biologisch)	6,0	0,1	1,5	0,001432	0,002148	0,8		0,6	7,3	0,020	0,090	0,230	0,058
konijn	5,0	2,8	6,7	0,004111	0,027543	3,9				0,030	0,080	0,320	
kalkoen	4,2	4,2	6,7	0,006047	0,040515	2,5				0,028	0,020	0,170	
Kalf	6,3	3,1	3,5	0,008731	0,030557	0,4	0,9			0,060	0,090	0,230	
kip volwaard	3,3	2,3	5,9	0,005	0,0295	3,6				0,020	0,020	0,170	
Kip	3,0	3,1	5,4	0,006047	0,032654	2,3				0,013	0,020	0,170	
Tofu	2,0	0,8	3	0,002629	0,007886	2,2				0,000	0,000	0,000	
Quorn	2,6	0,4	1,1	0,003584	0,003943	0,7				0,003	0,005	0,043	
Valess	6,2	0,2	1,1	0,00224	0,002464	0,9	2			0,018	0,054	0,138	
Vegaburger	1,6	1,5	2,4	0,006161	0,014786	0,9	0,1			0,003	0,005	0,043	
varken (sojaarm)	4,5	1,2	7,7	0,000982	0,00756	6,5	0			0,026	0,083	0,320	0,014

## Bijlage 2 Quick introduction into ReCiPe LCIA Methodology

Life cycle assessment (LCA) is a methodological tool used to quantitatively analyse the life cycle of products/activities. ISO 14040 and 14044 provide a generic framework.

After goal and scope has been determined, data has been collected, an inventory result is calculated. This inventory result is usually a very long list of emissions, consumed resources and sometimes other items. The interpretation of this list is difficult. An LCIA procedure, such as the ReCiPe method is designed to help with this interpretation.

The primary objective of the ReCiPe method, is to transform the long list of inventory results, into a limited number of indicator scores. These indicator scores express the relative severity on an environmental impact category. In ReCiPe we determine indicators at two levels:

1. Eighteen midpoint indicators
2. Three endpoint indicators

Why midpoints and endpoints

ReCiPe uses an environmental mechanism as the basis for the modelling. An environmental mechanism can be seen as a series of effects that together can create a certain level of damage to for instance, human health or ecosystems. For instance, for climate change we know that a number of substances, increases the radiative forcing, this means heat is prevented from being radiated from the earth to space. As a result, more energy is trapped on earth, and temperature increases. As a result of this we can expect changes in habitats for living organisms, and as a result of this species may go extinct.

From this example it is clear that the longer one makes this environmental mechanism the higher the uncertainties get. The radiative forcing is a physical parameter, that can be relatively easily measured in a laboratory. The resulting temperature increase is less easy to determine, as there are many parallel positive and negative feedbacks. Our understanding of the expected change in habitat is also not complete, etc.

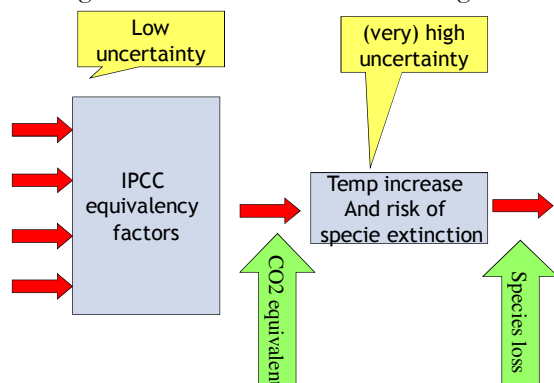


Figure .: Example of a harmonised midpoint-endpoint model for climate change, linking to human health and ecosystem damage.

So the obvious benefit of taking only the first step is the relatively low uncertainty.

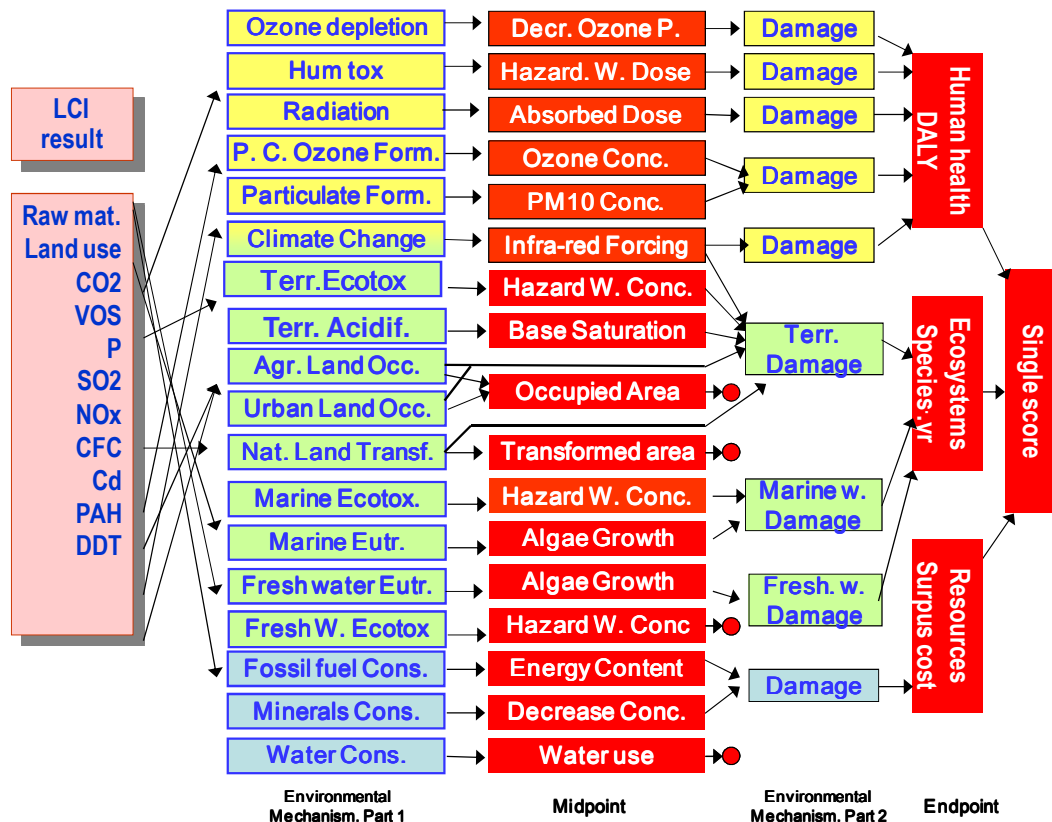
In ReCiPe we indeed calculate eighteen of such midpoint indicators, but also calculate three much more uncertain endpoint indicators. The motivation to calculate the endpoint indicators, is that the large number of midpoint indicators are very difficult to interpret, partially as there are too many, partially because they have a very abstract meaning. How to compare radiative forcing with base saturation numbers that express acidification? The indicators at the endpoint level are intended to facilitate easier interpretation, as there are only three, and they have a more understandable meaning

The idea is that each user can choose at which level it wants to have the result:

- Eighteen robust midpoints, that are relatively robust, but not easy to interpret
- Three easy to understand, but more uncertain endpoints:
  - Damage to Human health
  - Damage to ecosystems
  - Damage to resource availability

The user can thus choose between uncertainty in the indicators, and uncertainty on the correct interpretation of indicators.

The figure below provides the overall structure of the method



## 5.1 Description of the ecosystem damage category endpoint

Ecosystems are heterogeneous and very complex to monitor. A number of treaties, decrees and nonbinding agreements (UNCED, UNEP, Council of Europe) have been drawn up that list those attributes considered to be important to mankind on a whole, such as biodiversity, aesthetic and cultural values, ecological functions and services, ecological resources and information functions (in genes).

In ReCiPe the ecosystem damage endpoint is expressed as loss of species during a certain time (Species.yr). This means that if a stressor like an emission or a certain amount of land-use occupation or conversion rate is maintained each year, we calculate the species that disappear as a consequence of the stressor. ReCiPe methodology cannot say anything about the probability of final extinction of a species. This is because LCA deals with assessing relatively small and linear changes in emissions or land use. The ReCiPe methodology takes the following environmental pathways relevant for this study into account:

1. Climate change

2. Land occupation
3. Land transformation (assuming a certain (usually long) restoration time)
4. Terrestrial acidification
5. Freshwater eutrophication

## 5.2 Adjusting the ReCiPe factors for land use to conditions in Brazil.

In this short study we develop new characterisation factors that can be used in line with the characterisation factors for land use in ReCiPe methodology. The problem with this methodology is that is based on European models and data, that are irrelevant for assessing impacts in Brazil. In the ReCiPe framework, the following factors are needed, to express the environmental damage of a certain land-use type:

1. The area being used for the manmade activity, like grazing is needed as an input. (m<sup>2</sup>.yr)
2. The relative change of vascular plant species diversity due to human disturbances, the result is the Potentially Disappeared Fraction of species on a square meter, during a year (PDF.m<sup>2</sup>.yr). In the ReCiPe method the assumption is species do not disappear indefinitely, but are able to return if the pressure is lowered.
3. A reference species density number (Species/yr) with which this relative change is multiplied to get the number of species that disappear. The result of an intervention is thus expressed as Species.yr.

Below we describe how step 2 and 3 need to be adjusted to get relevant factors for Brazil

### 5.2.1 The relative change of species due to agricultural activities

In ReCiPe data is used from the countryside survey in the UK to get this change in diversity, for agricultural land use. The data specifies average plant species diversity on the field (X plot), at the edge just inside the field (A plot), and the edge just outside the field, B plot) see figure 1 below. In ReCiPe this is considered an important aspect, as the high intensity farming practices mean very low species density is found on the X plot, but quite a rich diversity can be found in the A and especially the B plot. This results in a distinction between monocultures (no edges), extensive old landscapes (many edges) and an intensive landscapes. The European data shows there is no relevant differences between different crops in the Xplot.

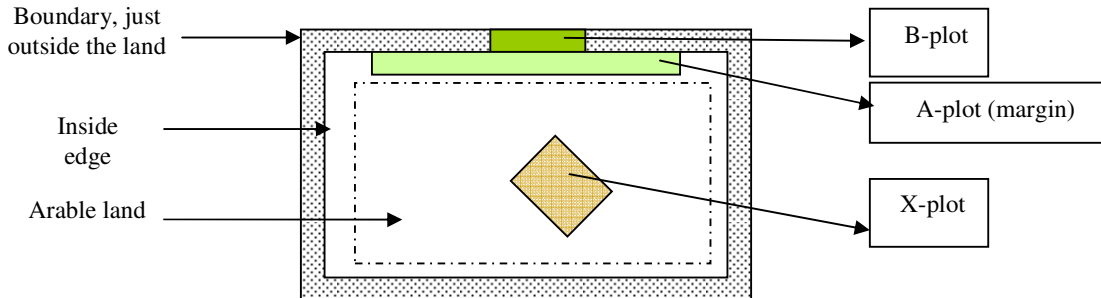


Figure .: Three plot types used in the Countryside Survey 2000.

The potential disappeared fraction of species is influenced by the area-species relationship, also called the island bio-geographical theory of McArthur and Wilson (1967). This relationship describes the rising number of species present due to a rising area size:

$$S = cA^z \quad (.)$$

in which  $S$  represents the number of plant species,  $A$  is the size of the area (m<sup>2</sup>),  $c$  stands for the species richness factor and  $z$  is the species accumulation factor.

The characterisation factors for occupation of land in northern Europe are summarised in the following table. The higher the figure, the higher the damage

Land use type	Z	c	Local effect PDF.m <sup>2</sup> .yr	Regional effect PDF.m <sup>2</sup> .yr	Total effect PDF.m <sup>2</sup> .yr	CF <sub>occ</sub> * 10 <sup>-9</sup>
Monoculture Crops/Weeds <sup>1</sup>	0.210 <sup>3</sup>	2.0 <sup>1</sup>	0.95	0.44	1.39	19.2
Intensive Crops/Weeds <sup>1</sup>	0.210 <sup>3</sup>	4.6 <sup>1</sup>	0.89	0.44	1.33	18.4
Extensive Crops/Weeds <sup>1</sup>	0.210 <sup>3</sup>	6.2 <sup>1</sup>	0.85	0.44	1.29	17.8
Monoculture Fertile Grassland <sup>1</sup>	0.349	3.7 <sup>1</sup>	0.69	0.44	1.13	15.6
Intensive Fertile Grassland <sup>1</sup>	0.349	6.2 <sup>1</sup>	0.48	0.44	0.92	12.7
Extensive Fertile Grassland <sup>1</sup>	0.349	7.9 <sup>1</sup>	0.25	0.44	0.69	9.5
Monoculture Infertile Grassland <sup>1</sup>	0.349	7.1 <sup>1</sup>	0.41	0.44	0.85	11.7
Extensive Infertile Grassland <sup>1</sup>	0.349	10.5 <sup>1</sup>	0.00	0.44	0.44	6.1
Monoculture Tall Grassland/Herb <sup>1</sup>	0.349	0.9 <sup>1</sup>	0.92	0.44	1.36	18.8
Intensive Tall Grassland/Herb <sup>1</sup>	0.349	4.7 <sup>1</sup>	0.61	0.44	1.05	14.5
Extensive Tall Grassland/Herb <sup>1</sup>	0.349	7.2 <sup>1</sup>	0.31	0.44	0.75	10.4
Monoculture Broadleaf, mixed forest and woodland <sup>1</sup>	0.439	3.1 <sup>1</sup>	0.19	0.44	0.63	8.7
Extensive Broadleaf, mixed and yew LOW woodland <sup>1,*</sup>	0.439	5.2 <sup>1</sup>	0.00	0.00	0.00	-
Broad-leaved plantation <sup>2</sup>	0.439	3.3 <sup>2</sup>	0.37	0.44	0.81	11.2
Coniferous plantations <sup>2</sup>	0.439	2.8 <sup>2</sup>	0.47	0.44	0.91	12.6
Mixed plantations <sup>2</sup>	0.439	1.8 <sup>2</sup>	0.76	0.44	1.10	15.2
Continuous urban <sup>2</sup>	0.214	1.4 <sup>2</sup>	0.96	0.44	1.4	19.3
Vineyards <sup>2</sup>	0.210 <sup>3</sup>	2.8 <sup>2</sup>	0.42	0.44	0.86	11.9

\* Reference land use type; <sup>1</sup> data of CS2000; <sup>2</sup> data of Köllner; <sup>3</sup> z values taken from Köllner

The columns have the following meaning:

- Z, is the species accumulation factor
- C, the species richness factor
- The Local effect refers to the change in species diversity on the actual affected area, the Regional species effect included the fact by occupying an area, there is less space for natural area's and according to the species area relationship, this means there will be less species in the remaining natural area's. The ReCiPe report makes it plausible that this adds a PDF of 0.44 to the species loss on the area.
- The CF (Characterisation factor) is the final result that is obtained by multiplication with the species density, that is discussed in the next section.

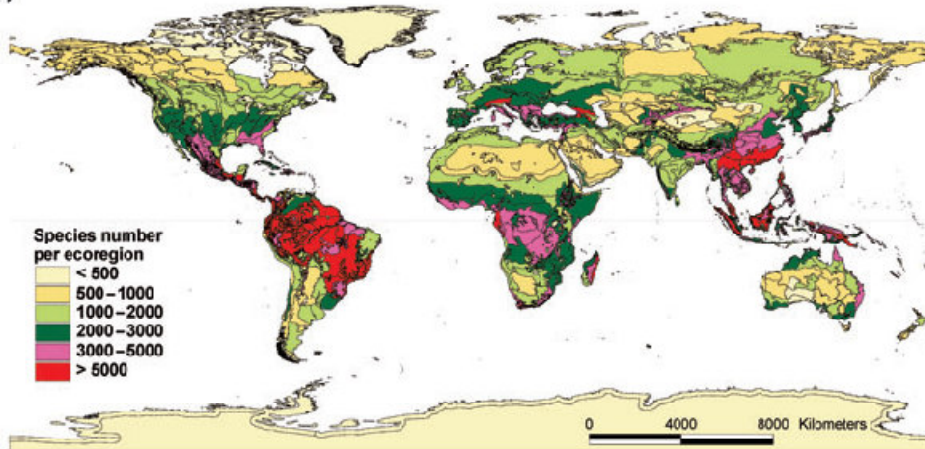
These factor have relevance for Europe, but not necessarily for Brazil, and that is why we need to re-evaluate the species loss due to occupation of land.

Kiers et al. (2005) provides a global overview of species densities in different parts of the world. In the figure below some of the results are shown in a world map. Although we need to be careful interpreting such a map, it seems to suggest a significantly higher species that the species densities in Brazil are approximately three times higher than in Europe. This suggest that if we lose a certain fraction of species, lets say 10%, in Europe or Brazil, we would loose three times as many species, and this would mean we can treat the land use impacts as a factor three more serious. However, if we take a closer look the situation is a little more complicated, as the term species density used in the article does not express the average number of species per hectare, but the absolute number in a certain area (biome). If the biome is very large, a high number could mean a relatively low species density.

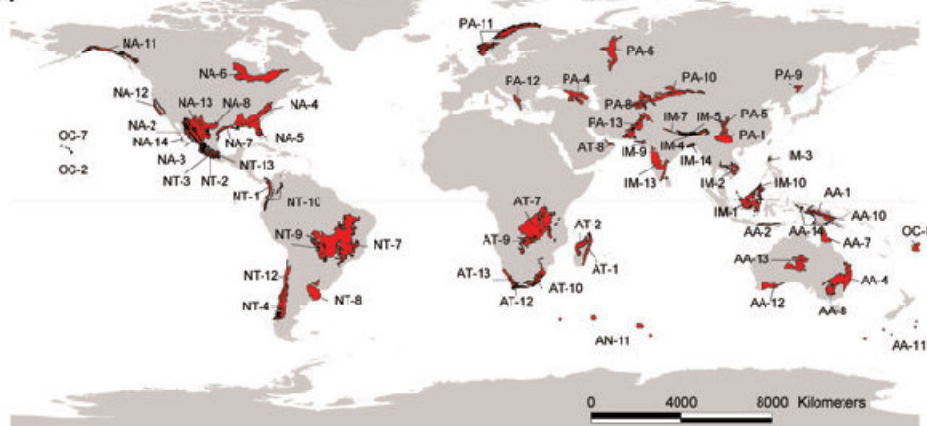


Another important issue is that the study does not present the current species density, but the hypothetical species density as if there was no anthropogenic influence. These figures are relatively uncertain.

(a)



(b)



(c)

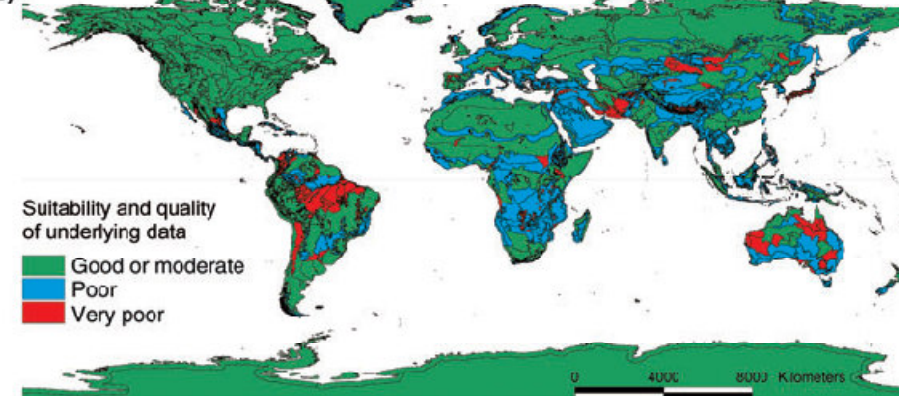


Figure 2 Results of the assessment of vascular plant species richness and data quality. Projection: Geographic. (a) Vascular plant species per ecoregion. (b) Ecoregions highest in species richness in each biome within each biogeographical realm. Realms: AA, Australasia; AN, Antarctic; AT, Afrotropics; IM, IndoMalay; NA, Nearctic; NT, Neotropics; OC, Oceania; PA, Palearctic. Biomes: 1 – tropical and subtropical moist broadleaf forests; 2 – tropical and subtropical dry broadleaf forests; 3 – tropical and subtropical coniferous forests; 4 – temperate broadleaf and mixed forests; 5 – temperate conifer forests; 6 – boreal forests/taiga; 7 – tropical and subtropical grasslands, savannas and shrublands; 8 – temperate grasslands, savannas and shrublands; 9 – flooded grasslands and savannas; 10 – montane grasslands and shrublands; 11 – tundra; 12 – mediterranean forests, woodlands and scrub; 13 – deserts and

eric shrublands; 14 – mangroves. (c) Suitability and quality of underlying plant data at the scale of ecoregions. (taken from Kiers et al 2005)

## A closer look at the data

In the supporting information to the article, it provides species density estimates for 870 area's which are defined as biomes. These species densities are defined as the total number of species in that biome. It also provides the area size of the biome. This means we can reconstruct the species area relationship for all these biomes, and calculate the species richness factor (c), if we know the species accumulation factor Z.

Below we have analysed this for some European and Brazilian Biomes. We have taken a relatively random sample. In Europe, they all refer to forests, as this is usually assumed to be the natural state of Europe. In Brazil, we have selected the biomes in the NT7 group; these are also indicated in the map of figure 2b, and represent a part of the east coast region.

In these table we assumed that all biomes have a species richness factor z of 0.25. Although the article does specify different Z values for different biomes we have chosen to take this average that is often used in species area relationships.

We have used two ways for averaging, one un-weighted, and one weighted for the relative size of the area; this has a significant impact for Brazil.

Biome code	Location code	Biome in Europe	Area km <sup>3</sup>	Av species	Species range	Data quality	Species richness [1/km <sup>2</sup> ]	Weighted species richness [1/km <sup>2</sup> ]
80402	PA0402	Atlantic mixed forests	399124	1900	1700-2200	3	75.59	13.31
80405	PA0405	Baltic mixed forests	116579	1700	1500-2000	2	92.00	4.73
80409	PA0409	Celtic broadleaf forests	209130	1600	1300-1900	2	74.82	6.90
80412	PA0412	Central European mixed forests	731222	2300	1800-2800	3	78.65	25.36
80419	PA0419	East European forest steppe	727155	1900	1600-2200	2	65.06	20.87
80421	PA0421	English Lowlands beech forests	45596	1300	1250-1400	2	88.96	1.79
80429	PA0429	North Atlantic moist mixed forests	38650	600	400-800	3	42.79	0.73
Total			2267456				73.98	73.69

Biome code	Location code	Biome in Brazil	Area km <sup>3</sup>	Av species	Species range	Data quality	Species richness [1/km <sup>2</sup> ]	Weighted species richness [1/km <sup>2</sup> ]
60701	NT0701	Arid Chaco	98857	600	500-800	3	33.84	0.98
60702	NT0702	Beni savanna	126065	1500	1500-5000	1	79.61	2.94
60703	NT0703	Campos Rupestres montane savanna	26395	1500	1000-2000	3	117.68	0.91
60704	NT0704	Cerrado	1916881	6500	6500-8000	1	174.69	98.19
60706	NT0706	Cordoba montane savanna	58153	400	200-600	3	25.76	0.44
60707	NT0707	Guyanana savanna	104356	1200	700-2000	4	66.77	2.04
60708	NT0708	Humid Chaco	334751	1100	800-1500	3	45.73	4.49
60709	NT0709	Llanos	388998	2600	2000-3000	2	104.11	11.88
60710	NT0710	Uruguayan savanna	355674	2500	2000-2700	2	102.37	10.68
Total			3410137				76.90	132.55

The un-weighted species richness in Europe and Brazil seem to differ rather little, one would expect to find 73.98 species per km<sup>2</sup> in Brazil, this would be 76.9 species. If we would use a weighted average, we see that Brazil has an almost twice as high species density (132.5 species per km<sup>2</sup>).

This result is thus rather different from the first impression we have, based on looking at the map. We could go deeper, and investigate more which biomes would be actually used, and we could explore the effect of applying a more appropriate  $z$  value. In Brazil the  $z$  value can generally be expected to be higher than in Europe, which would mean the species density will become lower.

### **5.3 Conclusions**

We assumed at the start of the project that the loss of biodiversity in Brazil due to land occupation would have a more severe impact. The Map presented here strengthens this impression. If we look at the data in more detail we see that it is actually quite unclear if this is the case. Within the scope of this study we have not been able to go into too much more detail, but we think it is justified to assume there is no significant difference in bio diversity loss due to species density differences. We could however assume a factor 2 to 3 higher damages in a sensitivity analysis.

### **5.4 Literature**

Gerold Kier, Jens Mutke, Eric Dinerstein, Taylor H. Ricketts, Wolfgang Küper, Holger Kreft and Wilhelm Barthlott; Global patterns of plant diversity and floristic knowledge, *Journal of Biogeography* (J. Biogeogr.) (2005) 32, 1107–1116