

Grasland maakt het verschil

Extra waarden -boven productie-
in stikstofdiscussies en verder

Merijn van den Hout
Jan de Wit
Martine Bruinenberg
Nyncke Hoekstra
Pieter Struyk
Jeroen Pijlman
Nick van Eekeren



© 2023 Louis Bolk Instituut

Grasland maakt het verschil

Extra waarden -boven productie- in stikstofdiscussies en verder

Merijn van den Hout, Jan de Wit, Martine Bruinenberg,
Nyncke Hoekstra, Pieter Struyk, Jeroen Pijlman,
Nick van Eekeren

Publicatienummer 2023-013 LbD

48 pagina's

Deze publicatie is beschikbaar via
www.louisbolk.nl/publicaties

www.louisbolk.nl

info@louisbolk.nl

T 0343 523 860

Kosterijland 3-5

3981 AJ Bunnik

 @LouisBolk

Vormgeving via De Lynx

Louis Bolk Instituut: Onderzoek en advies ter bevordering van
duurzame landbouw, voeding en gezondheid

Voorwoord

Om te komen tot meer vraag gestuurd onderzoek en een grotere, directe betrokkenheid van melkveehouders heeft ZuivelNL in 2022 melkveehouders opgeroepen hun ideeën voor onderzoek aan te dragen. Op basis van de door melkveehouders ingediende kenniswensen heeft ZuivelNL (kennis)instellingen uitgedaagd om projectideeën in te dienen. Het Louis Bolk Instituut heeft op basis van deze kenniswensen het project "Grasland maakt het verschil" ingediend en is door ZuivelNL gehonoreerd. In lopende discussies over de positie van de melkveehouderij, sluipt een eenzijdige focus op stikstof/ammoniakreductie, waarmee het kind met het badwater dreigt te worden weggegooid: positieve aspecten van de melkveehouderij op landgebruik worden in de huidige discussie nauwelijks betrokken. Als de consequentie van de discussie (incl. een aflopende derogatie) is, dat grasland zal worden omgezet in bouwland, wordt wellicht op één dossier iets gewonnen, maar op andere dossiers ingeleverd. Denk aan biodiversiteit (habitatrichtlijn etc.), waterkwaliteit (kaderrichtlijn water), CO₂-emissie (Parijs-akkoorden) en ook waterregulatie (klimaatadaptatie), laat staan bodemkwaliteit en landschap. Het is daarom van belang om de maatschappelijke waarde van grasland naast productie expliciet te maken. In deze memo zijn deze waarde / het leveren van ecosysteemdiensten van grasland op een rij gezet.

Samenvatting

Actuele maatschappelijke ontwikkelingen maken dat beleidskeuzen gaan in de richting van het inkrimpen van de melkveehouderijsector. Dit in combinatie met andere drukfactoren dreigt een grootschalige omzetting van grasland naar bouwland (snijmais en intensievere teelten). Tegelijkertijd lijkt het zicht verloren te gaan op andere belangrijke opgaves (m.n. klimaat, waterkwaliteit en biodiversiteit) en op de positieve rol die grasland, wat in gebruik is bij de melkveehouderij, bij verschillende van deze opgaves kan spelen.

Om in beleidsmatige afwegingen rond de melkveehouderijsector het spreekwoordelijke 'kind niet met het badwater weg te gooien', legt deze studie het accent op de (onderbelichte) ecosysteemdiensten van (verschillende types) grasland in vergelijking met bouwland. Het doel van deze memo is, om bij beleidsbeslissingen ook de maatschappelijke diensten die grasland levert mee te wegen. Deze memo beoogt de effecten van een vermindering van het grasland-areaal expliciet te maken, zodat dit kan bijdragen aan onderbouwd integraal beleid.

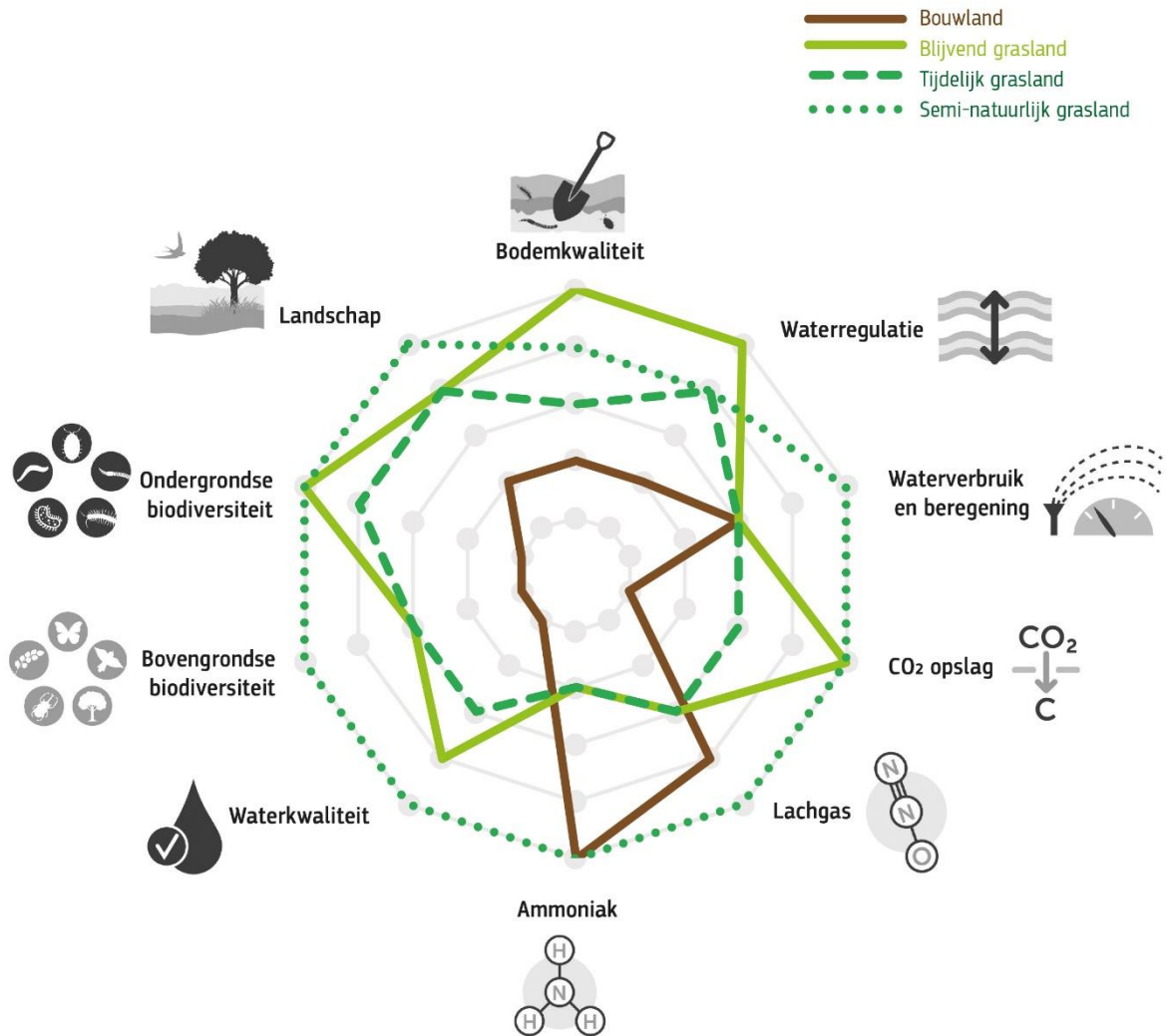
De productie van voedsel of veevoer is het hoofddoel van veel landbouwgrond en wordt in dit vergelijk als uitgangspunt genomen. In deze memo zijn de (maatschappelijk gewenste) ecosysteemdiensten van bouwland vergeleken met verschillende types grasland, namelijk blijvend grasland, tijdelijk grasland en semi-natuurlijk grasland. Er is gescoord op basis van literatuur en 'expert judgement' (zie Figuur 1).

Alle graslanden scoren, in variabele mate, beter dan bouwland op de ecosysteemdiensten bodemkwaliteit, waterregulering, CO₂, waterkwaliteit, bovengrondse en ondergrondse biodiversiteit, en landschap. Semi-natuurlijk grasland draagt in grote mate bij aan de levering van ecosysteemdiensten. Dankzij een zeer laag bemestingsniveau en een permanente begroeiing scoort het beter dan bouwland voor de meeste ecosysteemdiensten, met uitzondering van de uitstoot van ammoniak, die vergelijkbaar laag is door de emissiearme aanwending van mest op bouwland. Anderzijds vertegenwoordigt semi-natuurlijk grasland een minimaal productiepotentieel. Tijdelijk en blijvend productief grasland nemen voor veel ecosysteemdiensten een positie in tussen bouwland en semi-natuurlijk grasland, met uitzondering van ammoniak en lachgas. Daarnaast scoort blijvend grasland even goed of beter dan semi-natuurlijk grasland op de ecosysteemdiensten bodemkwaliteit, waterregulering, CO₂ en ondergrondse biodiversiteit vooral samenhangend met een hoge en stabiele organische stof toevoer aan de bodem en weinig bodembewerkingen.

Zonder sturing is grootschalige omzetting van grasland naar bouwland (snijmais en intensievere teelten) waarschijnlijk, wat een sterke achteruitgang betekent van de ecosysteemdiensten die deze percelen leveren: alle indicatoren zullen dalen, met uitzondering van ammoniak en lach-

gas. Maar belangrijker, het geeft, tijdelijk, ook een enorme toename in de uitstoot van broeikasgassen en nitraatuitspoeling, waarmee de klimaat- en waterkwaliteitsdoelen voor landbouwgronden, jarenlang verder uit beeld verdwijnen.

Een combinatie van directe sturing (bijv. inzetten van opgekochte hectares voor extensivering) en indirecte sturing (m.n. vergoeding van ecosystemendiensten) zijn noodzakelijk om deze trend te keren.



Figuur 1: Visuele representatie van ecosystemendiensten die bouwland, blijvend grasland, tijdelijk grasland en semi-natuurlijk grasland leveren. Dit in onderling vergelijk. Dit af te zetten tegen productiecapaciteit; waarbij bouwland de hoogste productiecapaciteit heeft in voedsel/voerlevering en semi-natuurlijk grasland het laagst.

Inhoud

Voorwoord	3
Samenvatting	4
1 Inleiding	7
1.1 Aanleiding	7
1.2 Uitgangspunt voedselproductie	8
1.3 Andere ecosysteemdiensten van landbouwkundig landgebruik	10
1.4 Grasland- en bouwlandareaal	11
1.5 Opzet en afbakening	12
2 Vergelijking van ecosysteemdiensten per type landgebruik	14
2.1 Bodemkwaliteit	15
2.2 Waterhuishouding	16
2.2.1 <i>Waterregulering</i>	16
2.2.2 <i>Waterverbruik en berekening</i>	17
2.3 Broeikasgassen	19
2.3.1 <i>CO₂</i>	19
2.3.2 <i>Lachgas</i>	21
2.4 Milieukwaliteit	23
2.4.1 <i>Ammoniak</i>	23
2.4.2 <i>Waterkwaliteit</i>	24
2.5 Biodiversiteit	27
2.5.1 <i>Bovengronds</i>	27
2.5.2 <i>Ondergronds</i>	28
2.6 Landschap	30
2.7 Samenvatting ecosysteemdiensten per type landgebruik	31
3 Veranderend landgebruik, drukfactoren en ecosysteemdiensten	33
3.1 Drukfactoren	33
3.1.1 <i>Vermindering melkveestapel</i>	33
3.1.2 <i>Afbouw van derogatie nitraatrichtlijn</i>	33
3.1.3 <i>Klimaat: vermindering van broeikasgasemissies</i>	34
3.2 Vermindering van graslandareaal en ecosysteemdiensten	35
3.2.1 <i>Probleem: minder grasland en meer bouwland</i>	35
3.2.2 <i>Oplossing: Meer grasland voor extensivering van melkveebedrijven en natuur</i>	36
3.2.3 <i>Blijvend grasland en instandhoudingsverplichting</i>	37
4 Handelingsperspectieven voor beleid	39
4.1 Directe sturingsmogelijkheden landgebruik	39
4.2 Indirecte sturingsmogelijkheden landgebruik	40
5 Conclusie	41
6 Literatuur	43

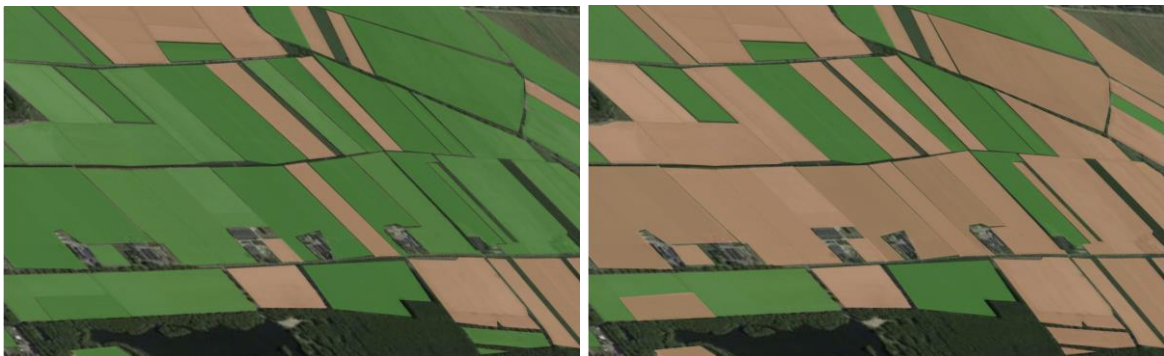
1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Grasland heeft waarde; via de koe levert het voedsel en kan het bijdragen aan bodemkwaliteit, waterregulatie, extra koolstofvastlegging, biodiversiteit etc. We noemen deze bijdragen 'ecosysteemdiensten'. Het aandeel (blijvend) grasland in Nederland staat echter onder druk. Daar zijn twee belangrijke redenen voor. Enerzijds hebben ze effect op de gehele melkveehouderijsector en anderzijds op individuele bedrijven:

- De reductieopgaven voor stikstofemissies én de klimaatdoelen, zetten druk op de gehele melkveehouderijsector. Krimp van het aantal dieren wordt daarbij vaak als belangrijke oplossingsrichting aangehaald. Wanneer melkveebedrijven stoppen, is er een reële kans dat ook het aandeel grasland afneemt.
- Daarnaast zorgen wegvallende derogatie¹ en hoge grondprijzen, voor interne druk op de bedrijfsvoering van melkveebedrijven. Hierdoor wordt grasland economisch minder aantrekkelijk en is de kans groot dat het areaal relatief nog sterker krimpt dan de omvang van de melkveestapel.

Als dat vervolgens betekent dat grasland wordt omgezet in bouwland² (akkerbouwgrond), wordt wellicht gewonnen op één dossier, maar zal ingeleverd worden op meerdere van bovengenoemde maatschappelijke diensten ('ecosysteemdiensten'), die grasland ook vertegenwoordigt (Figuur 1.1). Om in beleidsmatige afwegingen rond de melkveehouderijsector het spreekwoordelijke 'kind niet met het badwater weg te gooien', legt deze studie het accent op de (onderbelichte) ecosysteemdiensten van (verschillende types) grasland in vergelijking met bouwland.



Figuur 1.1 Het aandeel grasland staat onder druk. Als het aantal melkveebedrijven afneemt gaat het landgebruik van een situatie links met veel grasland (groen) naar een situatie rechts met juist veel bouwland (bruin). Hiermee wordt wellicht gewonnen op één dossier, maar zal ingeleverd worden op meerdere maatschappelijke diensten ('ecosysteemdiensten'), die grasland ook vertegenwoordigt.

¹ Derogatie: toestemming van de EU om af te wijken van de algemeen vastgestelde norm voor het aanwenden van 170 kg stikstof uit dierlijke mest per hectare grond.

² Grond of bodem die wordt geploegd of geschikt is voor grondbewerking, in tegenstelling tot grasland. Op bouwland worden akkerbouwgewassen geteeld: bijv. aardappelen, uien, suikerbieten, maar ook mais etc.

De vergelijkingen in deze memo dienen als onderbouwing voor de mate waarin ecosysteemdiensten geleverd worden door grasland en bouwland. Het doel van deze memo is om bij beleidsbeslissingen, ook de maatschappelijke diensten die grasland levert mee te wegen. Ingezet beleid en ook economische realiteit, leiden nu via diverse wegen tot afname van het graslandareaal. Daar waar dit uitpakt in een verschuiving richting bouwland, betekent dit wellicht winst op een deel van het stikstofdossier, maar verlies op andere ecosysteemdiensten, die belangrijk zijn voor de maatschappij. Deze memo beoogt de effecten van een vermindering van het grasland-areaal expliciet te maken, zodat dit kan bijdragen aan onderbouwd integraal beleid.

1.2 Uitgangspunt voedselproductie

De productie van voedsel of veevoer is het hoofddoel van veel landbouwgrond; dit wordt in dit vergelijk als uitgangspunt genomen. Grasland produceert veevoer waarvan door de koe melk gemaakt wordt. Bouwland levert ofwel veevoer (meestal in de vorm van snijmais of granen of eiwitrijke gewassen) ofwel voedsel wat direct voor humane consumptie gebruikt wordt.

Gemiddeld kunnen van een hectare bouwland meer mensen gevoed worden dan van een hectare grasland (Spedding, 1988). Om hiervan een voorbeeld te geven is een sterk versimpelde berekening gemaakt van de opbrengsten van een hectare tarwe, aardappelen en melk (uit gras) in Nederland (zie Tabel 2.1 en Kader Berekening productie). Er wordt geen directe vergelijking gemaakt met de opbrengst van gras, omdat hier eerst melk van gemaakt moet worden voordat het door de mens geconsumeerd kan worden. Bij semi-natuurlijk grasland is voedselproductie niet het doel en kan het gras, door de lage primaire productie en lage voederwaarde, maar voor een klein gedeelte worden omgezet in voedsel.

Tabel 1.1 Productie van eiwit en energie uit melk, tarwe en aardappelen (zie Kader voor berekening en referenties)

Voedingsmiddelen	Opbrengst/ha (ton product)	Eiwit/ha (ton)	Energie (miljoen kcal /ha)
Melk (uit gras)	9,3	0,33	6
Tarwe	8,8	1,10	29
Aardappelen	48,5	1,00	41

Dit voorbeeld illustreert dat bouwlandgewassen ongeveer drie keer zoveel (consumeerbaar) eiwit produceren dan grasland (via melk). De energieproductie van bouwland is een veelvoud van grasland, omdat de gewassen uit dit voorbeeld erg rijk zijn aan energie. Wanneer gekeken wordt naar bijvoorbeeld groente kan een ander beeld ontstaan, omdat veel groentes arm zijn

aan energie en vaak ook eiwit. Andere marktgewassen zoals bloembollen leveren vanzelfsprekend geen voedsel, maar hebben weer een andere waarde.

Er zijn nog enkele belangrijke nuances van belang bij deze vergelijking:

- Het eiwit uit melk is hoogwaardiger dan het plantaardig eiwit uit akkerbouwgewassen en heeft daarom mogelijk een meerwaarde. Echter er is met een divers plantaardig eiwit ook een volwaardig dieet samen te stellen.
- Akkerbouw vindt over het algemeen plaats op de beste gronden, met hogere opbrengsten tot gevolg. De gemiddelde grasopbrengst (en dus melkopbrengst) is daarmee vanzelf al wat lager dan de opbrengsten van bouwland, omdat het ook vaak slechtere gronden betreft. Daarnaast zijn sommige gronden inherent alleen geschikt voor grasland (zware kleigronden of veengronden om bodemdaling door veenoxidatie bij bodembewerking tegen te gaan).
- Een akkerbouwplan bevat meer dan enkel aardappelen en graan dus de berekening zal per bouwplan verschillen.
- Een deel van het voer van eigen land wordt omgezet naar melk, maar een deel wordt omgezet naar vlees. Naast melk en vlees wordt ook mest geproduceerd. Deze organische mest heeft een belangrijke toegevoegde waarde voor de landbouw (mineralen, organische stof) en is belangrijk om de bodemkwaliteit hoog te houden, zeker voor bouwland. Door mestoverschotten in Nederland heeft de mest zijn (financiële) waarde verloren, maar inherent is mest waardevol materiaal.

Een belangrijk bouwlandgewas in Nederland is snijmais. Dit moet echter, net als gras, ook eerst door de koe omgezet worden in melk voordat het als voedsel voor de mens kan dienen. Snijmais is rijk aan energie, maar arm aan eiwit, terwijl gras juist rijk is aan eiwit. Per hectare produceert grasland ongeveer 30% *meer* eiwit en 40% *minder* energie dan snijmais (zie Kader Berekening productie). In het rantsoen van melkvee is snijmais daarom een goede aanvulling voor gras en zo kan van een hectare snijmais iets meer melk geproduceerd worden dan van een hectare grasland. Echter dit verschil in productie is klein, zeker vergeleken met bouwlandgewassen die direct geconsumeerd kunnen worden.

Berekening productie

De gemiddelde melkproductie is in Nederland ongeveer 16.000kg melk per hectare (BINternet, z.d. b). Echter deze productie is inclusief aangekocht krachtvoer, en dus niet geheel afkomstig van eigen grasland. Van het totale rantsoen komt gemiddeld 58% van het eiwit van het eigen land (van der Meulen, 2022). Dit resulteert in een geschatte productie van 9,3ton melk per hectare grasland. Vermenigvuldigd met een gemiddelde inhoud van 3,58% eiwit (BINternet, z.d. b) en de energiewaarde van melk (voedingswaardetabel.nl) levert een hectare grasland 0,33 ton eiwit en (afgerond) 6 miljoen kcal energie.

Gemiddeld over de jaren 2019, 2020 en 2021 was de Nederlandse productie van aardappelen 48,5ton per hectare en van tarwe 8,8ton per hectare (BINternet, z.d. a). Deze opbrengsten zijn vermenigvuldigd met de waardes voor energie en eiwit van deze voedingsmiddelen (voedingswaardetabel.nl) wat resulteert in een opbrengst voor eiwit en energie per hectare.

Grasland produceert per hectare ongeveer 30% meer eiwit en 40% minder energie dan snijmais, op basis van 17 ton droge stof opbrengst per hectare voor snijmais (van Schooten et al., 2019), en 10 ton droge stof opbrengst per hectare voor grasland (Hoogeveen, 2022a) en gemiddelde voederwaardes voor graskuil en snijmais (CVB, 2022).

1.3 Andere ecosysteemdiensten van landbouwkundig landgebruik

Zoals aangegeven is het uitgangspunt van landbouw voedselproductie. Echter, het zorgt daarnaast voor verschillende andere ecosysteemdiensten zoals waterregulatie, klimaatmitigatie/-adaptatie en biodiversiteit. Deze (maatschappelijk gewenste) ecosysteemdiensten worden in belangrijke mate beïnvloed door de manier waarop de grond landbouwkundig gebruikt wordt (het soort gewas, de hoeveelheid bemesting, etc.). De belangrijkste ecosysteemdiensten die (landbouw)grond levert, kunnen samengevat worden in zes hoofdcategorieën. Deze zes categorieën zijn vervolgens uitgesplitst in subcategorieën, resulterend in totaal tien ecosysteemdiensten die uitgelicht en vergeleken worden (Tabel 1.2).

Tabel 1.2 Hoofd- en subcategorieën van ecosystemendiensten van landbouw naast productie van voedsel

Hoofdcategorieën	Subcategorieën
Bodemkwaliteit	Bodemkwaliteit
Waterhuishouding	Waterregulering
	Waterverbruik en beregening
Broeikasgassen	CO ₂
	Lachgas
Milieukwaliteit	Ammoniak
	Waterkwaliteit
Biodiversiteit	Bovengrondse biodiversiteit
	Ondergrondse biodiversiteit
Landschap	Landschap

1.4 Grasland- en bouwlandareaal

Arealen

Grasland is wat betreft landgebruik het belangrijkste gewas in Nederland en beslaat ongeveer 1.000.000 hectare grond, oftewel 55% van alle landbouwgrond (CBS, 2022a). In de afgelopen 20 jaar is het totale areaal landbouwgrond afgenomen maar zijn de verhoudingen tussen grasland en bouwland ongeveer hetzelfde gebleven (Tabel 1.2). Grasland kan worden opgesplitst in blijvend, tijdelijk en (semi-)natuurlijk grasland. Van al het grasland in Nederland is 70% blijvend grasland (CBS, 2022a).

De belangrijkste *bouwlandgewassen* in Nederland zijn aardappelen, granen, suikerbieten en snijmais (voor veevoer). Samen zijn deze teelten goed voor ongeveer driekwart van de in totaal 810.000 hectare bouwland (maisland, akkerbouw, tuinbouw) in Nederland (CBS, 2022a). Overige bouwlandgewassen zijn bijvoorbeeld bloembollen en groente zoals uien, kolen, wortelen, prei, etc.

Tabel 1.3 Arealen grasland, snijmais en akkerbouwgewassen in Nederland, in ha x 1.000 in de afgelopen 20 jaar (Voskuilen, 2022) afgerond op gehele getallen.

	2000	2010	2021
Grasland en voedergewassen	1.250	1.233	1.181
Waarvan grasland	1.037	995	984
Snijmais	205	231	186
Akkerbouw	634	542	526
Waarvan granen	226	219	173
Aardappelen	180	158	160
Suikerbieten	111	71	81
Overig	118	95	111
Tuinbouw	92	97	105
Cultuurgrond, totaal	1.976	1.872	1.812

1.5 Opzet en afbakening

Zoals gezegd is voedselproductie het uitgangspunt. Daaromheen worden de ecosysteemdiensten in Hoofdstuk 2 vergeleken bij verschillende typen landgebruik: bouwland, grasland (blijvend en tijdelijk) en semi-natuurlijk grasland. Dit laatste omdat hier veel op wordt ingezet door o.a. terreinbeherende organisaties in en rond natuurgebieden. Uit productieoogpunt ligt de opbrengst en voerkwaliteit hier laag, maar het kan een rol spelen bij bedrijfsvoering in overgangsgebieden.

De ecosysteemdiensten van deze typen landgebruik zijn vervolgens gescoord op basis van literatuur en 'expert judgement'.

Het gebruikstype met de hoogste score krijgt ++ (schaal die loopt tot --); de andere types landgebruik worden ten opzichte van deze hoogste gescoord.

De focus ligt vooral op het type landgebruik en ecosysteemdiensten op perceelsniveau. Het uiteindelijke effect op ecosysteemdiensten is ook afhankelijk van het gehele melkveehouderij-

systeem (inclusief dier, productieniveau, etc.), de relatieve omvang van, en techniek in, de verschillende bedrijfssystemen (onder welke omstandigheden wordt welk voedsel geproduceerd in de andere systemen) en consumptievraag (verschuiving van het aandeel dierlijk naar plantaardig). Een dergelijke integrale analyse ligt echter buiten de scope van deze memo. Hier willen wij 'slechts' bouwstenen voor een integrale analyse aanleveren door de effecten van de verschillende types landgebruik op de ecosysteemdiensten op een rij te zetten. Wel zal ter illustratie een enkele keer een iets wijdere focus op een ecosysteemdienst worden gegeven.

In hoofdstuk 3 worden enkele mogelijke veranderingen van landgebruik geschetst als gevolg van bekende drukfactoren (m.n. economisch en wetgeving), en de mogelijke effecten hiervan op de ecosysteemdiensten. Tenslotte zullen enkele aanbevelingen worden gedaan voor beleid in hoofdstuk 4.

2 Vergelijking van ecosysteemdiensten per type landgebruik

In dit hoofdstuk worden geleverde ecosysteemdiensten van verschillende types grasland en bouwland vergeleken. Kenmerken van *grasland* die belangrijk zijn voor de verschillende ecosysteemdiensten zijn:

- Het bedekt de bodem het hele jaar;
- Het is een meerjarig gewas;
- Het heeft een hoge continue aanvoer van gewas- en wortelresten wat onder andere dient, als voeding voor het bodemleven.

Bouwland wordt juist gekenmerkt door:

- Een afwisseling van gewassen met periodes zonder bodembedekking;
- Géén continue aanvoer van voeding voor het bodemleven;
- Veelvuldige verstoreng van de bodem/het bodemleven door grondbewerkingen.

Bij *blijvend grasland* wordt er permanent gras geteeld op een perceel. Daarbij is verstoreng van de bodem door grondbewerking minimaal, enkel bij graslandvernieuwing, wat gemiddeld één keer per tien jaar voorkomt (Velthof et al., 2009). Bij blijvend grasland volgt na de grondbewerking wederom gras ('gras-op-gras'). Dit in tegenstelling tot tijdelijk grasland waar vroeg of laat (maar minimaal één keer per zes jaar) bouwland volgt na de grondbewerking. *Tijdelijk grasland* is officieel gedefinieerd als grasland dat (i) niet ouder is dan vijf jaar en (ii) wordt opgevolgd door bouwland in de gewasrotatie.

De overige verschillen tussen *blijvend* en *tijdelijk grasland* zijn beperkt en sterk gerelateerd aan de gebruiksintensiteit van het grasland:

- Zowel blijvend als tijdelijk grasland betreft grasland met als hoofddoel de productie van veevoer;
- Het bestaat met name uit Engels raaigras en ontvangt volledige bemesting, jaarlijks circa 350kg stikstof per hectare (waarvan na het wegvallen van de derogatie max 170kg stikstof uit dierlijke mest);
- Af en toe worden er gewasbeschermingsmiddelen (herbiciden) gebruikt.

Semi-natuurlijk grasland komt voor in natuurgebieden en heeft als hoofddoel het verbeteren van biodiversiteit. Productie (hoeveelheid en voerkwaliteit) komt bij dit type grasland op een tweede plaats. Deze graslanden ontvangen nauwelijks of geen bemesting, om verschraling te stimuleren. Daarnaast heeft het een aantal beperkingen op intensiteit van gebruik (o.a. uitgestelde maaidatum en/of extensieve beweiding).

2.1 Bodemkwaliteit

Een goede bodemkwaliteit staat aan de basis van voedselproductie maar is ook belangrijk voor andere ecosysteemdiensten. Verschillende intensiteiten van bodemgebruik hebben uiteenlopende effecten op factoren als bodemstructuur, beschikbaarheid van nutriënten en het bodemleven. Wanneer de bodemkwaliteit slecht is, zijn er vaak meer externe inputs zoals kunstmest, beregening en gewasbeschermingsmiddelen nodig om tot goede oogsten te komen.

De bodemkwaliteit verbetert door grasland en neemt meestal af door bouwland (van Eekeren et al., 2008; van Eekeren, 2016). Grasland heeft een hoge aanvoer van organische stof uit gewasresten en wortels en in vergelijking tot bouwland een relatief lage afbraak. Met blijvend grasland neemt het organische stofgehalte daarom toe en met bouwland neemt het af (Vleeshouwers en Verhagen, 2002). Zie ook ter illustratie de resultaten van een langjarige proef in België in Tabel 2.1 waarin effecten van landgebruik (grasland en bouwland) op de zes elementen van bodemkwaliteit zijn weergegeven. Onder grasland wordt de bodemstructuur voor een groot deel gevormd door een samenspel van organische stof, beworteling en bodemleven. Op bouwland is er, door een lager organisch stofgehalte, geen permanente beworteling en minder bodemleven, minder natuurlijk herstel en bodemstructuur vorming. Vaak moeten verschillende bodembewerkingen dit opvangen.

Blijvend grasland bevat ook meer organische stof dan tijdelijk grasland (van Eekeren et al., 2008; Kayser et al., 2018) (zie Tabel 2.1) waardoor de bodem meer vocht vast kan houden. In een vergelijking tussen jonge (<10 jaar) en oude (20 jaar) graslanden werd onder andere gevonden dat oude graslanden (naast meer organische stof) een grotere stikstofvoorraad bevatten, waardoor er een hogere nutriëntenbeschikbaarheid is voor plantengroei (Iepema et al., 2020). Ook de biologische bodemkwaliteit (zie "ondergrondse biodiversiteit") is beter op blijvend grasland. Een actiever bodemleven kan functionele voordelen geven op gebied van nutriëntenlevering, bodemstructuur en waterhuishouding, wat de bodemkwaliteit ten goede komt.

Tabel 2.1: Metingen aan zes elementen van bodemkwaliteit. Gemiddelde van metingen over 3 jaar (van Eekeren et al., 2008).

Zes elementen van bodemkwaliteit	36 jaar blijvend grasland	3 jaar tijdelijk grasland na 3 jaar bouwland	3 jaar bouwland na 3 jaar tijdelijk grasland	36 jaar continu bouwland
1. Organische stof (% 0-10 cm)	5,7	3,3	3,8	2,3
2. Bodemchemie (NLV kg/ha) (0-10 cm)*	159	93	102	55
3. Bodemstructuur (kruimel+afgerond% 0-10 cm)	76	65	19	21
4. Beworteling (aantal/m ² op 20 cm)	1081	1813		
5. Bodemleven (wormen kg/ha in 0-20 cm)	1660	520	140	50
6. Waterhuishouding (infiltratie mm/sec.)	2,7	1,1		

* NLV = Stikstofleverend vermogen

De bodemkwaliteit voor de landbouw neemt af wanneer het grasland extensiever gebruikt wordt. Het organische stof gehalte op semi-natuurlijke graslanden is lager dan of gelijk aan blijvend grasland (Struyk et al., 2020; Lindborg et al., 2022). Door verschraling neemt de beschikbaarheid van nutriënten voor plantengroei af. Op semi-natuurlijke graslanden op veengronden was ook de bodemstructuur en beworteling slechter dan op de blijvend grasland percelen. Dit had onder andere ook zijn weerslag op een slechtere waterinfiltratie (Deru et al., 2018).

Tabel 2.1: Vergelijking van de ecosystemedienst bodemkwaliteit per type landgebruik. Scores: ++ is zeer positief, + is positief, +/- is neutraal, - is negatief, -- is zeer negatief.

Hoofdcategorie ecosystemedienst	Subcategorie ecosystemedienst	Bouwland	Grasland		
			Blijvend	Tijdelijk	Semi-natuurlijk
Bodemkwaliteit	Bodemkwaliteit	-	++	+/-	+

2.2 Waterhuishouding

2.2.1 Waterregulering

Vochtvasthoudend vermogen (in tijden van droogte) en waterinfiltratie (bij hevige regenval) zijn belangrijke kenmerken in het waterregulerend vermogen van bodems, zodat het systeem van water aan- en afvoer niet te zwaar wordt belast. Beide zijn sterk gerelateerd aan het gehalte bodem organische stof. Een hoger gehalte voorkomt het dichtslaan van de bodem en werkt als een soort spons; het kan zich volzuigen met water en dat langzaam weer afgeven. Met name voor waterinfiltratie is ook de bodemstructuur van belang: een luchtige, open bodemstructuur kan sneller water afvoeren (infiltreren) dan een bodem die verdicht is.

Bodem bewerkingen zoals ploegen, verlies van organische stof, minder bodemleven en een slechtere bodemstructuur leiden ertoe dat bouwland minder water vast kan houden dan blijvend grasland (Kodešová et al., 2011; Horel et al., 2015). Een enkele keer ploegen in blijvend grasland kan de bodemstructuur en het organische stofgehalte al negatief beïnvloeden en daarmee de waterinfiltratie en de capaciteit van de bodem om water vast te houden verminderen (Li et al., 2007).

Door de toename van organische stof, de verbetering van de bodemstructuur en een toename in regenwormgangen kan een graslandbodem ook sneller water afvoeren tijdens en na afloop van intense regenval (Bouché en Al-Addan, 1997; McLenaghan et al., 2017). Deze bodemverbeteringen nemen toe gedurende de levensduur van het grasland en maken dat bij

blijvend grasland water sneller infiltreert dan bij tijdelijk grasland (van Eekeren et al., 2008). Specifiek de pendelende regenwormen gaan geheel verloren in bouwland, terwijl deze in blijvend grasland in stand gehouden worden (van Eekeren et al., 2008, Kautz et al., 2014). Specifiek deze wormen graven *verticale*, relatief grote gangen wat de waterinfiltratie van de bodem sterk kan verbeteren (Bouché en Al-Addan, 1997). Bovendien kunnen wortels van gras en kruiden via deze gangen relatief gemakkelijk (weinig weerstand) dieper wortelen. Deze wortels hebben zo ten tijde van droogte langer toegang tot (grond)water (Logsdon en Linden, 1992; van Eekeren et al., 2008). Op semi-natuurlijke graslanden op veengronden gaf de combinatie van een lagere pH, minder regenwormen, een slechtere beworteling en een slechtere bodemstructuur aanleiding tot een significant lagere waterinfiltratie dan op blijvende grasland percelen op veehouderij bedrijven (Deru et al., 2018).

Tabel 2.2: Vergelijking van de ecosysteemdienst waterregulering per type landgebruik. Scores: ++ is zeer positief, + is positief, +/- is neutraal, - is negatief, -- is zeer negatief.

Hoofdcategorie ecosysteemdienst	Subcategorie ecosysteemdienst	Bouwland	Grasland		
			Blijvend	Tijdelijk	Semi-natuurlijk
Waterhuishouding	Waterregulering	-	++	+	+

2.2.2 Waterverbruik en beregening

Het waterverbruik dat een gewas nodig heeft om tot een oogstbaar product te komen verschilt per soort gewas. In de landbouw speelt beregening een belangrijke rol in het waterverbruik. Dit is kostbaar water wanneer het vergeleken wordt met regenwater en wordt daarom het liefst zo veel mogelijk beperkt.

Het waterverbruik van een gewas hangt nauw samen met de productie. Grasland verbruikt 360 liter water voor de productie van één kg droge stof aan voer (Schröder en van Middelkoop, 2016). Voedertarwe en mais zijn voorbeelden van bouwlandgewassen en gebruiken respectievelijk 270 en 180 liter water per kg droge stof productie (Schröder en van Middelkoop, 2016). Aardappelen zijn erg efficiënt en gebruiken slechts 100 liter per kilo product (van Houwelingen, 2014). Over het algemeen zijn bouwlandgewassen per geproduceerde eenheid dus zuiniger met water dan grasland. Echter hebben bouwlandgewassen vaak wel een hogere productie (zie "productie") waardoor het waterverbruik van het landgebruik per hectare toch hoger kan zijn. Om als voorbeeld bij de aardappel te blijven, met een productie van 48,5 ton en een waterverbruik van 100 liter per kilo product is het totale verbruik 4.850.000 liter per hectare. Voor grasland, met een verbruik van 360 liter per kilo droge stof en een opbrengst van 10 ton droge stof komt het verbruik uit op 3.600.000 liter per hectare.

Het uitstellen of achterwege laten van beregening draagt in droge jaren bij aan een lager waterverbruik, maar ook aan een lagere productie omdat de gewasgroei stopt. Bij bouwland is dit geen reële optie omdat de meeste gewassen niet meer herstellen van schade door droogte. Echter bij grasland kan de keuze gemaakt worden om niet te beregenen en enige droogteschade te accepteren. Jong grasland wortelt vaak dieper dan oud grasland waardoor tijdelijk grasland vaak iets meer droogtetoleranter is dan blijvend grasland (de Haan et al., 2019). Daarentegen herstelt een oude graszode van blijvend grasland vaak relatief makkelijk van droogteschade en zal weer starten met groeien wanneer er regen valt. Het kan daarom een bewuste keuze zijn (ook financieel) om niet te beregenen op grasland en enige schade te accepteren. Zo werd in een jaar met gemiddelde neerslag (2016) 56% van het akkerbouw areaal minimaal éénmaal beregend, tegenover 18% van het veehouderij areaal (Compendium voor de leefomgeving, 2019). Gekeken naar het waterverbruik van de gehele landbouw is in de jaren 2018, 2019 en 2020 (allen droge jaren) gemiddeld 136 miljard m³ water gebruikt voor beregening in de veehouderij (voor grasland en maisland) en 108 miljard m³ in de akkerbouw (CBS, 2022b). Dit is slechts een gering meerverbruik van de veehouderij aangezien het areaal van de veehouderij ongeveer dubbel zo groot is als van de akkerbouw (CBS, 2022a). Per landoppervlakte wordt er in de akkerbouw dus meer beregend dan in de veehouderij.

Bij semi-natuurlijk grasland zal door de lagere productie het waterverbruik flink verlaagd zijn (Lindborg et al., 2022), en, belangrijker, het wordt nooit beregend. Weliswaar moet er soms water worden toegevoerd om verdroging van (natte) natuurgraslanden en bijbehorend biodiversiteitsverlies te voorkomen, maar dit is vooral een gevolg van de (diepere) ontwatering van landbouwpercelen; hierdoor klinken deze landbouwpercelen in waardoor er grondwater wegsijpelt uit de natuurpercelen met een hogere grondwaterstand.

Samenvattend scoort semi-natuurlijk grasland het beste (Tabel 2.3). Het waterverbruik van blijvend en tijdelijk grasland ligt per eenheid productie hoger dan bouwland. Maar door hogere totaalproducties van bouwland en een hogere drempel om te starten met beregening op grasland wordt er vaak toch meer water uit beregening verbruikt in de akkerbouw. Omdat het waterverbruik erg afhankelijk is van het type gewas en de situatie, wordt in deze vergelijking tussen grasland en bouwland het verbruik gelijkgesteld.

Tabel 2.3: Vergelijking van de ecosysteemdienst waterverbruik en beregening per type landgebruik. Scores: ++ is zeer positief, + is positief, +/- is neutraal, - is negatief, -- is zeer negatief.

Hoofdcategorie ecosysteemdienst	Subcategorie ecosysteemdienst	Bouwland	Grasland		
			Blijvend	Tijdelijk	Semi-natuurlijk
Waterhuishouding	Waterverbruik en beregening	+/-	+/-	+/-	++

2.3 Broeikasgassen

Bij de uitstoot van broeikasgassen zijn vooral CO₂ en lachgas relevant. Methaanuitstoot vanuit de bodem is over het algemeen beperkt en weinig verschillend tussen grasland en bouwland (Schils et al., 2022). Bij vernatting op veengronden kan methaanuitstoot een probleem zijn.

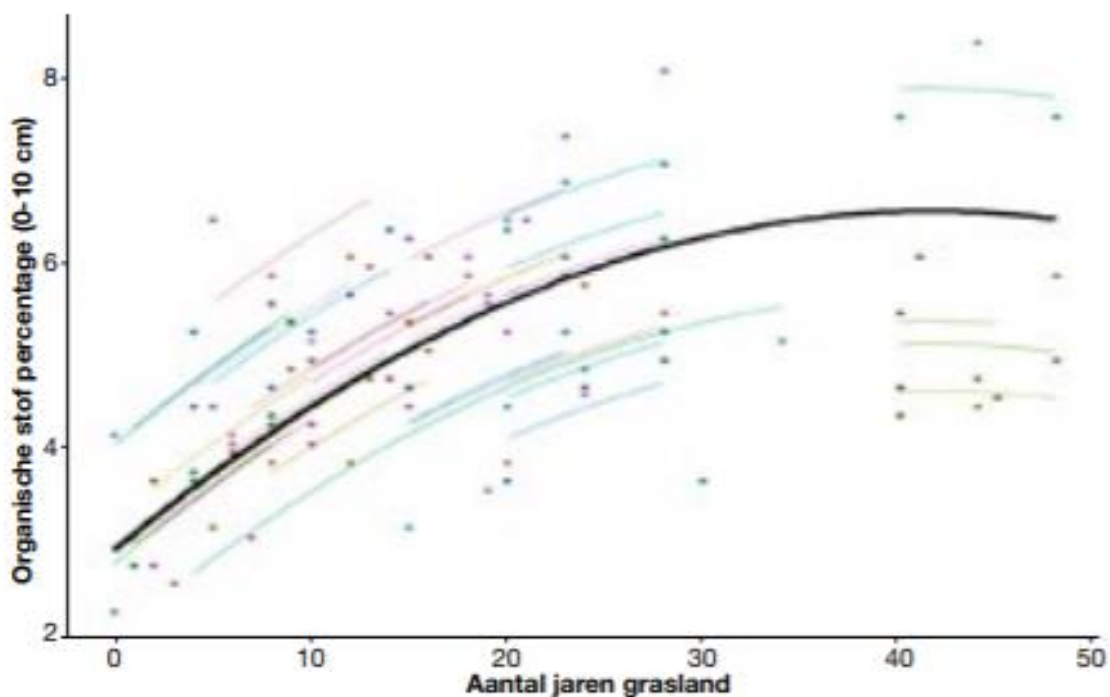
2.3.1 CO₂

De voorraad CO₂ in de bodem is een balans tussen binding en afbraak van organische stof. Organische stof bestaat voor gemiddeld 50% uit koolstof. Het opbouwen in een bodem draagt dus bij aan het vastleggen van CO₂ en aan de mitigatie van klimaatverandering. Verstoring van de bodem kan de afbraak versnellen waardoor het gehalte afneemt en er juist CO₂ vrijkomt.

Blijvend grasland waarin niet geploegd wordt en waarin de bodem gedurende het hele jaar bedekt is met groeiende planten, bevat meer organische stof dan bouwland (van Eekeren et al., 2008; Kayser et al., 2018). Kuikman et al. (2003) heeft de hoeveelheid koolstof in het totale plant-bodem systeem berekend van grasland en bouwland met verschillende gewassen. De bodem onder grasland bevat gemiddeld vier á vijf keer zo veel koolstof dan bouwland. Op nationaal niveau, bevindt 81% van de koolstof in landbouwgrond zich in grasland, dat maar 54% van het areaal omvat (Kuikman et al., 2003). Naast het feit dat graslandbodems meer koolstof bevatten dan dat van bouwland, neemt het koolstofgehalte onder grasland in Europa gemiddeld jaarlijks toe, terwijl het in bouwland afneemt (Vleeshouwers en Verhagen, 2002).

Het hogere organische stofgehalte in grasland t.o.v. bouwland hangt samen met een hogere aanvoer van organische stof uit gewas- en wortelresten op grasland in combinatie met en lagere afbraak door minder grondbewerking. Als blijvend grasland wordt omgezet naar continue bouwland hebben Vellinga et al. (2004) berekend dat 250 ton CO₂-equivalent per hectare over de jaren vrij kan komen voordat de bodem een nieuw evenwicht vindt. Bij het omzetten van een perceel bouwland naar grasland kan deze bron van CO₂-emissie juist veranderen in koolstofopslag. In een literatuuronderzoek voor het project Slim Landgebruik wordt geconcludeerd dat met het omzetten van bouwland naar grasland 0.5-1.1 t C per hectare per jaar kan

worden opgeslagen (Garcia et al., 2023). Dit betekent een vastlegging van 1,8 – 4 ton CO₂ per hectare per jaar. Daarmee kan grasland een aanzienlijke bijdrage leveren aan de vastlegging van koolstof in de bodem. Tijdelijk grasland legt echter minder koolstof en daarmee CO₂ vast doordat er vaker grondbewerking plaatsvindt, met opvolgende bouwlandfase, dan bij blijvend grasland. Doordat het gehalte organische stof met de leeftijd van grasland toeneemt zijn de koolstofgehaltes in oud grasland ook hoger dan in jong of vernieuwd (tijdelijk) grasland (zie Figuur 2.1). In een literatuuronderzoek voor het project Slim Landgebruik wordt geconcludeerd dat met het verhogen van de leeftijd van grasland 0 - 1,8 t C per hectare per jaar kan worden opgeslagen (Garcia et al., 2023). Na ongeveer 40-100 jaar blijvend grasland treedt er verzadiging op, waarna er niet veel extra vastlegging meer plaatsvindt. De bodem bevat dan wel een grote koolstofvoorraad, waardoor bij het omploegen van oud, blijvend grasland hogere koolstofverliezen verwacht kunnen worden dan bij het omploegen van jong grasland (Iepema et al., 2020).



Figuur 2.1. Toename in organisch stofgehalte met de leeftijd van blijvend grasland op zandgrond. De gekleurde lijnen geven toename van individuele percelen weer (De Wit et al., 2018).

De vastlegging van koolstof en CO₂ hangt sterk samen met de aanvoer van organische stof van gewas- en wortelresten, die weer samenhangt met de plantengroei en bemesting. Een hoger bemestingsniveau en daarmee een hogere plantenproductie, draagt positief bij aan het vastleggen van koolstof en CO₂ (Schils et al., 2022). Semi-natuurlijk grasland zal daarom minder koolstof en CO₂ vastleggen dan blijvend grasland (Struyk et al., 2020; Lindborg et al., 2022).

Ondanks de lagere vastlegging is bij semi-natuurlijk grasland over het algemeen wel een vergelijkbaar of hogere koolstofvoorraad in de bodem aanwezig dan bij productieve graslanden (Lindborg et al., 2022). Dit hangt vooral samen met het feit dat deze natuurgraslanden veelal oude blijvende graslanden zijn en dus langere tijd koolstof hebben opgebouwd, naast een lagere afbraak door voor productie 'ongunstigere' bodemomstandigheden (zoals lagere pH en hogere grondwaterstand) (van Eekeren et al., 2022).

Organische stof in grasland en broeikasgasemissies melkveebedrijf

Het gemiddelde melkveebedrijf in Nederland stoot 992 g CO₂-equivalenten per kg *meetmelk* uit, of 1125 g indien ook landgebruik en organische stof worden meegenomen (Hospers et al., 2022). Bij een melkproductie van 17.000kg *meetmelk* per ha betekent dit een broeikasgasemissie van 17-19 ton CO₂-eq per jaar. De organische stof opbouw van jong grasland (4 ton CO₂-eq per hectare per jaar) compenseert hiervan dus circa 21-24%. Anderzijds, bij de omzetting van blijvend grasland naar bouwland kunnen in relatief korte tijd broeikasgasemissies vrijkomen (250 ton CO₂-eq) gelijk aan 13-15 maal de totale jaarlijkse emissie van een gemiddelde hectare melkveehouderij. Bij (veen)gronden met een zeer hoog organische stof gehalte is dit nog vele malen hoger.

Tabel 2.4: Vergelijking van de ecosysteemdienst CO₂ per type landgebruik. Scores: ++ is zeer positief, + is positief, +/- is neutraal, - is negatief, -- is zeer negatief.

Hoofdcategorie ecosysteemdienst	Subcategorie ecosysteemdienst	Bouwland	Grasland		
			Blijvend	Tijdelijk	Semi-natuurlijk
Broeikasgassen	CO ₂	--	++	+/-	++

2.3.2 Lachgas

Lachgas (N₂O) is een broeikasgas met 265 keer het opwarmingspotentieel van CO₂. Lachgas wordt vooral gevormd als er een plaatselijk zuurstoftekort is in de bodem, doordat de bodem sterk vernat is of verdicht.

Lachgas-emissie is beperkt gerelateerd aan landgebruik (grasland versus bouwland) en vooral gekoppeld aan het bemestingsniveau (Schils et al, 2022), naast bodemomstandigheden (m.n. hoge grondwaterstand en verdichting). Wanneer minder (kunst)mest toegediend wordt is er ook minder uitstoot van lachgas (Slier en Velthof, 2021). Aangezien het bemestingsniveau in

Nederland van grasland hoger ligt dan van bouwland (350 versus 220kg N per ha; Hoogeveen, 2022b) en het meeste grasland beweid wordt, ligt de lachgasemissie van grasland in Nederland over het algemeen hoger dan van bouwland. Ook zijn er aanzienlijke lachgas-emissies bij het vernieuwen van blijvend grasland of bij het omzetten van tijdelijk grasland in bouwland als er veel stikstof vrijkomt door mineralisatie, m.n. indien dit in het najaar gebeurt en de vrijgekomen stikstof nauwelijks wordt opgenomen door het volggewas (Vellinga et al., 2004; Velthof et al., 2009).

Bij semi-natuurlijke graslanden is de bemesting en daarmee de uitstoot van lachgas nog verder verlaagd, afgezien van veranderingen in grondwaterstand: bij sterke vernatting kan de methaan- en/of lachgasemissie ook sterk stijgen.

Veengronden en broeikasgassen

De emissie van broeikasgassen is voor veengronden anders dan voor zand- en kleigronden. Het veen wordt namelijk sneller afgebroken door met name bodembiologische processen als er meer zuurstof in de bodem komt, wat tot extra CO₂-emissies en bodemdaling leidt. Een grondbewerking voor bijvoorbeeld maisteelt of andere akkergewassen zorgt voor extra veenafbraak waarbij broeikasgassen als CO₂, lachgas en (in mindere mate) methaan vrijkomen. Vanwege deze reden is het hoofdgebruik van veengronden dan ook grasland.

Echter ook het huidige gebruik van graslanden op veengronden, staat onder druk, omdat daarbij nog steeds veenoxidatie (en daarmee CO₂-emissie) plaatsvindt. Als mogelijke oplossing wordt gekeken of veengebieden verder vernat kunnen worden om dit proces af te remmen. Bij volledige vernatting neemt de CO₂-emissie sterk af maar nemen emissies van met name methaan en lachgas toe. Het optimale grondwaterpeil lijkt vooralsnog -20 cm te zijn (Jurasinski et al., 2016). Op de experimentele 'hoogwaterboerderij' op KTC Zegveld wordt op dit moment onderzocht wat hiervan de consequenties zijn; onder andere voor grasgroei en grasbenutting.

Tabel 2.5: Vergelijking van de ecosystemedienst lachgas per type landgebruik. Scores: ++ is zeer positief, + is positief, +/- is neutraal, - is negatief, -- is zeer negatief.

Hoofdcategorie ecosystemedienst	Subcategorie ecosystemedienst	Bouwland	Grasland		
			Blijvend	Tijdelijk	Semi-natuurlijk
Broeikasgassen	Lachgas	+	+/-	+/-	++

2.4 Milieukwaliteit

2.4.1 Ammoniak

Verliezen naar het milieu van stikstof, in de vorm van ammoniak, kunnen zorgen voor ongewenste verrijking (eutrofiëring) en verzuring van natuurgebieden. Dit heeft negatieve effecten op de biodiversiteit.

De ammoniakuitstoot hangt samen met het niveau van bemesting, de manier van bemesten en of gebruik gemaakt wordt van dierlijke mest of van kunstmest. Op blijvend en tijdelijk grasland wordt gemiddeld bemest met totaal 350 kg stikstof (N) per hectare, waarvan 230 kg uit dierlijke mest (na derogatie 170 kg N per hectare) en 120 kg uit kunstmest (Hoogeveen, 2022b). Op akkerbouwbedrijven (bouwland) is de totale stikstofbemesting gemiddeld 220 kg stikstof per hectare, waarvan ongeveer de helft bestaat uit organische mest en de andere helft uit kunstmest (van Leeuwen, 2022). Naast de hoeveelheid mest is ook de emissiefactor van belang, die aangeeft hoeveel procent van de ammoniak verloren gaat naar de lucht. Op bouwland zijn lagere emissies bij mest uitrijden mogelijk dan op blijvend en tijdelijk grasland omdat de mest op bouwland ondergewerkt kan worden waardoor de emissie lager is. Voor rundveedrijfmest geldt dat 48% van de stikstof ammoniakaal gebonden is, en dus verloren kan gaan (dit is de TAN fractie; (van Dijk et al., 2022). Voor bouwland wordt gerekend met een emissiefactor van 2% en op grasland van 17% van de TAN fractie (van Bruggen et al., 2022). Voor kunstmest (KAS-N) wordt gerekend met een emissiefactor van 2,5% (van Bruggen et al., 2022).

Voor grasland geldt dat bij 230kg N uit drijfmest de TAN-fractie 110kg is, waarvan bij uitrijden 17%, oftewel 19kg, emissie ontstaat. De 120kg N uit kunstmest geeft 3kg emissie. Voor bouwland is er een gebruik van 110kg drijfmest, waarvan 52kg TAN-fractie, waarvan 2% emissie, resulterend in 1kg emissie. De 110kg N uit kunstmest geeft (afgerond) 3kg emissie. De totale bemesting geeft een emissie van 22kg (18kg na derogatie) en 4kg per hectare voor respectievelijk grasland (blijvend en tijdelijk) en bouwland. Bij semi-natuurlijk grasland wordt niet of heel weinig bemest en zal de ammoniakuitstoot bij uitrijden van mest dan ook miniem zijn.

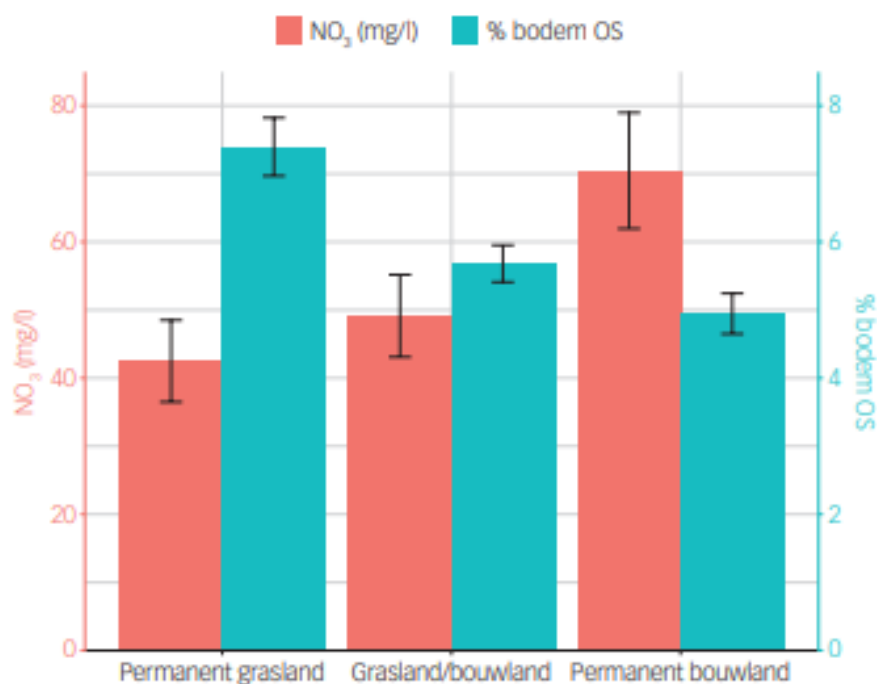
Tabel 2.6: Vergelijking van de ecosysteemdienst ammoniak per type landgebruik. Scores: ++ is zeer positief, + is positief, +/- is neutraal, - is negatief, -- is zeer negatief.

Hoofdcategorie ecosysteemdienst	Subcategorie ecosysteemdienst	Bouwland	Grasland		
			Blijvend	Tijdelijk	Semi-natuurlijk
Milieukwaliteit	Ammoniak	++	-	-	++

2.4.2 Waterkwaliteit

Nitraat

Een overschot aan nitraat kan uitspoelen naar het grondwater en is slecht voor de waterkwaliteit. Het risico op nitraatuitspoeling is hoger bij een hoger bemestingsniveau (Schils et al., 2022). Over het algemeen is grasland minder gevoelig voor nitraatuitspoeling dan bouwland (Di en Cameron, 2002). Afgezien van verschillen in grondsoort (met effect op denitrificatie) is de nitraatuitspoeling bij grasland lager doordat bij gras de hele bodem gedurende het hele jaar bedekt is, het gras lang doorgroeit en een hoge stikstofopname heeft. Ook bevat grasland een hoger organisch stofgehalte en microbiële biomassa, waarin veel nitraat stabiel vastgelegd kan worden (zie Figuur 2.2). Met name door grondbewerking bij herinzaai is de nitraatuitspoeling van tijdelijk grasland hoger (Schils et al, 2022). Op bouwland zorgt de jaarlijkse grondbewerking voor de mineralisatie van organische stof waardoor veel nitraat vrijkomt. Wanneer er door mineralisatie meer nitraat vrijkomt dan het gewas op kan nemen kan dit gemakkelijk uitspoelen tijdens een neerslagoverschot. Uit het Landelijk Meetnetwerk Effecten Mestbeleid (LMM) blijkt dat de nitraatconcentratie in het grondwater op zandgrond onder bouwland met mais ruim 2,5 keer zo hoog is als onder grasland (Hooijboer et al., 2017).



Figuur 2.2. Gemiddelde nitraatconcentraties in het bovenste grondwater en percentage organische stof per type landgebruik (RIVM, 2020). Permanent grasland heeft een hoog gehalte organische stof (OS) en een laag gehalte nitraat (NO₃). Permanent bouwland heeft juist een laag gehalte OS en een hoog gehalte NO₃.

Vanwege het hogere aandeel grasland is er gemiddeld een lagere nitraatuitspoeling op melkveebedrijven dan op akkerbouwbedrijven (Oenema en Velthof, 2018). Vooral na de oogst van het akkerbouwgewas (tijdens het najaar en de winter) is er een verhoogd risico op uitspoeling omdat de bodem dan niet meer bedekt is (Di en Cameron, 2002). Ook kan er nitraat uitspoelen in het voorjaar, voordat de wortels van het akkergewas voldoende ontwikkeld zijn om het op te nemen.

Fosfaat

Verliezen van fosfaat door uitspoeling zijn bij bouwland groter dan bij grasland, maar bij beide soorten landgebruik veelal beperkt (Marrs et al., 1990), afhankelijk van de mate van fosfaatverzadiging. Over het algemeen wordt fosfaat sterk gebonden aan de grond en spoelt niet gemakkelijk uit maar door langdurige en hoge overbemesting met fosfaat in het verleden is deze bindingscapaciteit op een deel van de gronden deels 'opgebruikt' waardoor de uitspoeling en lekken van fosfaat langdurig hoger blijft (Schoumans, 2004; van Grinsven en Bleeker, 2017), maar dit is vrijwel onafhankelijk van het grondgebruik.

Door erosie van de grond kan ook het fosfaat dat aan die grond gebonden is afspoelen naar het oppervlaktewater. Op hellingen is er een groter risico voor erosie en in Limburg zijn dan ook regels die het bewerken van de bodem op hellingen beperken of geheel verbieden (Hessel et al., 2011). Blijvend en tijdelijk grasland voorkomt erosie en daarmee ook de afspoeling van fosfaat doordat de bodem permanent bedekt is (Butler & Haygarth, 2007). Bij het vernieuwen van grasland kunnen verliezen van fosfaat geminimaliseerd worden door bodembewerking tijdens droge periodes uit te voeren, waardoor erosie en afspoeling voorkomen worden (Butler & Haygarth, 2007). Ook op vlak land kan erosie en afspoeling plaatsvinden bij slechte ontwatering of hevige regenbuien. Door gebrek aan infiltratie kan bovendien plasvorming ontstaan waardoor fosfaat kan vrijkomen en afspoelen (G. Noij, persoonlijke communicatie, 23 februari 2023). Op grasland kan water beter infiltreren dan op bouwland (zie ook "waterhuishouding") waardoor plasvorming en afspoeling beperkt is.

Net als voor nitraat geeft een hoger bemestingsniveau ook risico op uit- en afspoeling van fosfaat. Wanneer er bemest wordt en het vlak daarna regent, dan kan het fosfaat in de mest uitspoelen nog voordat het aan de bodem kan hechten (Magid et al., 1999; Bajouco et al., 2020).

Gewasbeschermingsmiddelen

Gewasbeschermingsmiddelen kunnen milieubelastend zijn wanneer ze uitspoelen naar oppervlaktewater en grondwater en daardoor de waterkwaliteit verminderen.

Belangrijk voor de waterkwaliteit is dat op grasland ten opzichte van bouwland weinig gewasbeschermingsmiddelen worden gebruikt. Uit een studie van Lageschaar et al., (2020) blijkt dat in de provincie Noord-Brabant de milieubelasting van gewasbeschermingsmiddelen in water

van grasland erg klein is ten opzichte van andere teelten. Wanneer naar het middelengebruik per hectare wordt gekeken wordt, blijkt ook dat er een veelvoud van de gewasbeschermingsmiddelen gebruikt wordt bij teelten als aardappelen (56-169 keer meer) en granen (9-13 keer meer) dan bij grasland (zie Tabel 2.7) (BINternet, z.d. c). Een toename in het aandeel grasland ten opzichte van bouwland zou daarom bijdragen aan een vermindering van de hoeveelheid gebruikte gewasbeschermingsmiddelen.

Bij tijdelijk grasland is over het algemeen minder onkruidbeheersing nodig dan in blijvend grasland. Zo is in een 3/3 rotatie van mais-gras vrijwel geen onkruidbestrijding nodig tijdens de graslandfase (Kool et al., 2004). Dit lagere gebruik bij tijdelijk grasland is wel gekoppeld aan de onkruidbestrijding tijdens de bouwlandfase (en daarmee inherent aan het systeem). Daarnaast wordt bij het omzetten van (tijdelijk) grasland in bouwland veelal gebruik gemaakt van glyfosfaat (Roundup) om de grasmat weg te krijgen. Gemiddeld is het verschil tussen blijvend en tijdelijk grasland in het middelengebruik daarmee klein.

Tabel 2.7: Gebruikte gewasbeschermingsmiddelen per hectare in 2021 in diverse teelten en grasland. Het gebruik (kg werkzame stof, afgerond op één decimaal) is weergegeven als totaal en per categorie (insecticiden, fungiciden, herbiciden, nematiciden en overig) (BINternet, z.d. c).

Landgebruik	Teelt	Totaal werkzame stof kg/ha	Insecticiden	Fungiciden	Herbiciden	Nematiciden	Overig
Bouwland	Tarwe	2,7		0,6	1,3		0,8
	Gerst	1,9	0,1	0,2	1,6		0,1
	Aardappel						
	-Poot	33,8	0,2	5,7	2,4	0,5	25,0
	-Consumptie	11,3	0,5	5,6	3,1	0,2	2,0
	-Zetmeel	13,1	0,0	8,8	3,0	0,7	0,5
	Snijmais	0,9			0,9		
Grasland	Grasland	0,2			0,2		

Tabel 2.8: Vergelijking van de ecosysteemdienst waterkwaliteit per type landgebruik. Scores: ++ is zeer positief, + is positief, +/- is neutraal, - is negatief, -- is zeer negatief.

Hoofdcategorie ecosysteemdienst	Subcategorie ecosysteemdienst	Bouwland	Grasland		
			Blijvend	Tijdelijk	Semi-natuurlijk
Milieu kwaliteit	Waterkwaliteit	--	+	+/-	++

2.5 Biodiversiteit

Een grote biodiversiteit, de aantallen en soorten van aanwezige organismen, is vanuit een conservatieoogpunt belangrijk en moet behouden worden. Daarnaast leveren veel soorten ook unieke voordelen voor natuur en landbouw waar de mens van profiteert.

2.5.1 Bovengronds

Belangrijke bovengrondse soortgroepen die landbouwgrond als leefomgeving hebben zijn insecten, grote en kleine zoogdieren en vogels. Ook planten zijn een belangrijk onderdeel van de bovengrondse biodiversiteit. Uit een literatuuranalyse van Schils et al. (2022), blijkt dat blijvend grasland meer bijdraagt aan de instandhouding van bedreigde soorten dan bouwland. Ook is er in grasland een grotere diversiteit aan plantensoorten te vinden dan in bouwland. In bouwland wordt vaak maar één soort gewas geteeld en wordt onkruid verwijderd, terwijl bij grasland er meestal meerdere soorten (wilde of meegezaaide) kruiden en grassen voorkomen. Bouwland vaak geeft weinig bovengrondse biomassa dat als voedsel kan dienen voor wilde organismen, omdat dit deel van de plant meestal als voedsel voor de mens geteeld en geoogst wordt. Om deze oogst zeker te stellen wordt in sommige gevallen het bouwlandgewas ook beschermd tegen vraat van bijvoorbeeld insecten, wat ten koste kan gaan van de biodiversiteit (zie ook "gewasbeschermingsmiddelen").

Grasland heeft ook een stabielere leefomgeving dan bouwland, wat ieder jaar minstens een keer bewerkt wordt. Veel organismen zijn voor de voortplanting afhankelijk van een leefomgeving die langjarig hetzelfde is. Bijvoorbeeld voor het maken van nesten en de aanwezigheid van specifieke waardplanten. Gemiddeld heeft in Europa de biodiversiteit van bouwland nog 10% van zijn originele waarde, terwijl de biodiversiteit van graslanden voor landbouwkundig gebruik gemiddeld op 26% van de originele waarde zit (Reidsma et al., 2006).

Van blijvend grasland kan over het algemeen verwacht worden dat het een grotere biodiversiteit waarborgt, dan periodiek gescheurd en vernieuwd jong grasland (Tschardtke en Greiler, 1995). Uit een analyse door Schils et al. (2022) blijkt dan ook dat blijvend grasland een grotere bijdrage levert aan plantenrijkdom, bestuivers en de instandhouding van bedreigde soorten en dus een grotere biodiversiteit. Deels komt dit omdat blijvend grasland een langjarige stabiele habitat vormt die in principe niet verandert, waardoor populaties zich kunnen vestigen.

Semi-natuurlijk grasland vormt ook een langdurige stabiele habitat en is met verschillende kruiden een goede basis voor meer biodiversiteit. Kruiden en diverse grassen leveren voedsel in de vorm van plantmateriaal voor vele insecten en andere organismen. Bloeiende kruiden leveren nectar en stuifmeel waar bloembezoekende insecten bij gebaat zijn (Ozinga et al., 2018; Stip en van Grunsven, 2018). De aanwezigheid van veel insecten draagt vervolgens weer bij aan de voedselvoorziening van insectenetende boerenlandvogels. Dergelijke laag productieve

graslanden kunnen ook een gunstige vegetatiestructuur voor de kuikens van weidevogels bieden (voldoende beschutting, lage gewasdichtheid en grote structuurvariatie), welke de kuikens in staat stelt om de vegetatie te doorwaden en al lopend insecten te vangen (Kentie et al., 2013; Schekkerman & Beintema, 2007; Kleijn et al., 2007; Van 't Veer et al., 2008).

Overigens wordt in de melkveehouderij actief gewerkt aan kruidenrijk grasland, onder meer door verschillende melkfabrieken (zie bijv. De Biodiversiteitsmonitor Melkveehouderij, het certificeringsschema van On the way to PlanetProof, het Beter leven keurmerk, of een vereiste voor kruidenrijk grasland in de melkstream van A-ware voor AH, het 1001 ha initiatief kruidenrijk gras van LTO Nederland en Urgenda etc.). Kruidenrijk grasland kent een brede spreiding in opzet/samenstelling. Twee belangrijke typen zijn:

1. Extensief kruidenrijkgrasland met een focus op specifieke biodiversiteit zoals onder andere weidevogels, met als neven doel een functionaliteit voor de bedrijfsvoering.
2. Productief kruidenrijkgrasland met een focus op functionaliteit voor de bedrijfsvoering, met als neven doel een effect op de biodiversiteit waaronder het vergroten van het nectaraanbod t.b.v. bloembezoekende insecten zoals onder andere bepaalde hommels.

In een lopend onderzoek voor de Duurzame Zuivel Keten wordt de meerwaarde onderzocht van deze twee typen kruidenrijk grasland voor de biodiversiteit en agrarische productie in vergelijking met regulier blijvend grasland. Met de resultaten van dit onderzoek kan een inschatting worden gemaakt van de benodigde omvang van bepaalde graslandtypen voor beoogde doelen van natuur en biodiversiteit en de inpassing in de agrarische bedrijfsvoering.

Tabel 2.9: Vergelijking van de ecosysteemdienst bovengrondse biodiversiteit per type landgebruik. Scores: ++ is zeer positief, + is positief, +/- is neutraal, - is negatief, -- is zeer negatief.

Hoofdcategorie ecosysteemdienst	Subcategorie ecosysteemdienst	Bouwland	Grasland		
			Blijvend	Tijdelijk	Semi-natuurlijk
Biodiversiteit	Bovengrondse biodiversiteit	--	+/-	+/-	++

2.5.2 Ondergronds

De invloed van landgebruik, en dan met name grasland versus bouwland, op de aantallen en diversiteit van het bodemleven is erg groot. Grasland wordt gekenmerkt door veel minder bodemverstoring dan bouwland en kan daardoor een stabiele habitat bieden voor bodemorganismen. Daarnaast heeft grasland het hele jaar een isolerende strooisel- en vegetatielaag, en een constante aanvoer van gewas- en wortelresten die als voeding dienen voor het bodemle-

ven (Edwards en Bohlen, 1996). Blijvend grasland kan daarom maar liefst 8,5 keer zoveel regenwormen bevatten met een totale biomassa die wel 33 keer zo hoog kan zijn dan in bouwland (van Eekeren et al., 2008). Het aantal wormen in tijdelijk grasland is afhankelijk van de jaren grasland en bouwland. In een gewasrotatie van 3 jaar tijdelijk grasland en 3 jaar bouwland begint het aantal wormen weer bijna van 0 in het eerste jaar naar bouwland en haalt het 3-jarige grasland na 3 jaar nog niet het aantal wormen van blijvend grasland. Extrapolaties laten zien dat het vijf jaar duurt in tijdelijk grasland voordat dit weer op het niveau is van blijvend grasland (Van Eekeren et al., 2008). Dit herstel kan versneld worden door vlinderbloemigen in het grasland die met de stikstofbinding het aantal regenwormen in de bodem stimuleren (Sears, 1950; Gastine et al., 2003; van Eekeren et al., 2009; Crotty et al., 2015).

Waar de bovengrondse biodiversiteit toeneemt in semi-natuurlijke graslanden, is dat onder de grond niet altijd het geval. De aantallen en biomassa van regenwormen in semi-natuurlijk grasland hangen sterk af van de pH en de voedingstoestand. Door verschraling neemt de productie en daarmee de voeding van regenwormen af en daalt de pH. In een vergelijking op veengrond tussen semi-natuurlijk en blijvend grasland op melkveebedrijven bevatte blijvend grasland tweemaal zoveel regenwormen dan semi-natuurlijk grasland vanwege deze twee processen (Deru et al., 2018). Ook de diversiteit was minder per perceel dan bij blijvend grasland (Deru et al., 2018). Door de grotere verschillen in geo-botanische omstandigheden (ondergrond, etc.) van de semi-natuurlijke graslanden onderling is de diversiteit in bodemleven wel groter indien de semi-natuurlijke graslanden als totaliteit worden vergeleken met blijvend grasland (Deru et al., 2018).

Ook de talrijkheid en diversiteit van mijten en springstaarten is het hoogst in blijvend grasland en vermindert sterk als grasland wordt omgezet naar bouwland (Postma-Blaauw et al., 2010; 2012). In het landelijk bodem biologisch meetnet werden meer mijten en springstaarten geteeld onder semi-natuurlijke graslanden op zandgrond in vergelijking met blijvend grasland op melkveebedrijven (Rutgers et al., 2009). Van Eekeren et al., (2022) vonden in een vergelijkende studie van blijvende graslanden op melkveebedrijven en semi-natuurlijke graslanden geen significant verschil in aantallen mijten en springstaarten maar wel een hogere diversiteit op semi-natuurlijke graslanden.

De microbiële biomassa en activiteit is hoger in grasland dan in bouwland en neemt toe met de oplopende leeftijd van blijvend grasland (Plassart et al., 2008; van Eekeren et al., 2008, 2010; Grayston et al., 2004). De microbiële activiteit in blijvend grasland is gemiddeld 3 tot 5 keer hoger dan in permanent bouwland (van Eekeren et al., 2008). Een verminderde microbiële biomassa door eenmalig ploegen ter vernieuwing van blijvend grasland kan, hoewel deze zich herstelt, nog wel vijf of meer jaren meetbaar zijn (Murugan et al., 2013).

Tabel 2.10: Vergelijking van de ecosysteemdienst ondergrondse biodiversiteit per type landgebruik. Scores: ++ is zeer positief, + is positief, +/- is neutraal, - is negatief, -- is zeer negatief.

Hoofdcategorie ecosysteemdienst	Subcategorie ecosysteemdienst	Bouwland	Grasland		
			Blijvend	Tijdelijk	Semi-natuurlijk
Biodiversiteit	Ondergrondse biodiversiteit	--	++	+	++

2.6 Landschap

Het compendium voor de leefomgeving (2006) heeft kaarten van Nederland uitgebracht waarbij de mate van waardering van het landschap is weergegeven (<https://www.clo.nl/indicatoren/nl102504-beleving-van-natuurlijkheid>). Het overgrote deel van Nederland wordt als vrij tot heel natuurlijk beleefd. Landschappen met overwegend grasland of met natuurlijk ogende wateren worden als vrij natuurlijk gewaardeerd mits er geen horizonvervuiling of verstedelijking is. De aanwezigheid van natuurlijke elementen vergroot de waardering van het landschap, waarbij de aanwezigheid van vogels, insecten en andere dieren het belangrijkste is (Buijs et al., 2019). Hierdoor kan gesteld worden dat een grotere bovengrondse biodiversiteit van grasland ook bijdraagt aan een hogere waardering van het landschap. De mate van begroeiing (geen kale grond) en de aanwezigheid van veel grasland in een gebied verhoogt de natuurlijke uitstraling en daarmee de waardering voor het landschap (Roos-Klein Lankhorst et al., 2005; Compendium voor de leefomgeving, 2006). Grasland heeft daarom in het algemeen een duidelijke meerwaarde in het landschap vergeleken met bouwland (Schils et al., 2022).

De waardering van het landschap hangt vooral samen met de bovengrondse biodiversiteit (Buijs et al., 2019). De aanwezigheid van (bloeiende) kruiden verhoogt de landschappelijke waardering van graslanden (Schils et al., 2022). Daarnaast is een goede milieukwaliteit ook belangrijk voor de waardering van het landschap (Alkemade et al., 2020). Door geen of lagere bemesting, en de daaruit voortkomende hogere milieukwaliteit draagt semi-natuurlijk grasland meer bij aan het landschap dan blijvend en tijdelijk grasland. Semi-natuurlijke graslanden kan daarnaast ook nog historische en culturele waarde hebben, wat bijdraagt aan de landschappelijke waardering (Lindborg et al., 2022). Landschappelijk is er weinig verschil tussen blijvend of tijdelijk grasland, beide zien er ongeveer hetzelfde uit wanneer het beheer hetzelfde is. Zoals echter bij de paragraaf "Biodiversiteit" in dit hoofdstuk is besproken is er een grotere biodiversiteit bij blijvend grasland. Omdat biodiversiteit de belangrijkste factor is in landschappelijke kwaliteit (Buijs et al., 2019) wordt deze dan ook iets hoger gewaardeerd bij blijvend grasland t.o.v. tijdelijk grasland.

Tabel 2.11: Vergelijking van de ecosysteemdienst landschap per type landgebruik.
Scores: ++ is zeer positief, + is positief, +/- is neutraal, - is negatief, -- is zeer negatief.

Hoofdcategorie eco-systeemdienst	Subcategorie ecosysteemdienst	Bouwland	Grasland		
			Blijvend	Tijdelijk	Semi-natuurlijk
Landschap	Landschap	-	+	+	++

2.7 Samenvatting ecosysteemdiensten per type landgebruik

De productie van voedsel of veevoer is het hoofddoel van veel landbouwgrond en wordt in dit vergelijk als uitgangspunt genomen. Zoals aangegeven kunnen gemiddeld van een hectare bouwland meer mensen gevoed worden dan van een hectare grasland (Spedding, 1988) en neemt de voedselproductie ver af bij semi-natuurlijk grasland. De andere ecosysteemdiensten met de scores zijn in Tabel 2.11 weergegeven per type landgebruik.

Alle graslanden scoren, in variabele mate, beter dan bouwland op bodemkwaliteit, waterregulering, CO₂, waterkwaliteit, bovengrondse en ondergrondse biodiversiteit, en landschap. Semi-natuurlijk grasland draagt in grote mate bij aan de levering van ecosysteemdiensten. Dankzij een zeer laag bemestingsniveau en een permanente begroeiing scoort het beter dan bouwland voor de meeste ecosysteemdiensten, met uitzondering van de uitstoot van ammoniak, die vergelijkbaar laag is door de emissiearme aanwending van mest op bouwland. Tijdelijk en blijvend grasland nemen voor veel ecosysteemdiensten een positie tussen bouwland en semi-natuurlijk grasland in, met uitzondering van ammoniak en lachgas. Daarnaast scoort blijvend grasland even goed of beter dan semi-natuurlijk grasland op de ecosysteemdiensten bodemkwaliteit, waterregulering, CO₂ en ondergrondse biodiversiteit vooral samenhangend met een hoge en stabiele organische stof toevoer aan de bodem en weinig bodembewerkingen.

Tabel 2.11: Vergelijking van andere ecosystemediensten dan voedselproductie per type landgebruik.
Scores: ++ is zeer positief, + is positief, +/- is neutraal, - is negatief, -- is zeer negatief.

Hoofdcategorie ecosystemedienst	Subcategorie ecosystemedienst	Bouwland	Grasland		
			Blijvend	Tijdelijk	Semi-natuurlijk
Bodemkwaliteit	Bodemkwaliteit	-	++	+/-	+
Waterhuishouding	Waterregulering	-	++	+	+
	Waterverbruik en berekening	+/-	+/-	+/-	++
Broeikasgassen	CO2	--	++	+/-	++
	Lachgas	+	+/-	+/-	++
Milieu kwaliteit	Ammoniak	++	-	-	++
	Waterkwaliteit	--	+	+/-	++
Biodiversiteit	Bovengrondse biodiversiteit	--	+/-	+/-	++
	Ondergrondse biodiversiteit	--	++	+	++
Landschap	Landschap	-	+	+	++

3 Veranderend landgebruik, drukfactoren en ecosysteemdiensten

3.1 Drukfactoren

3.1.1 Vermindering melkveestapel

Vooralsnog is onduidelijk wat de waarschijnlijke reductiepercentages voor melkvee zijn om bij te dragen aan de doelstelling om voor 74% van de stikstofgevoelige natuur een stikstofdepositie te behalen die onder de Kritische Depositie Waarde ligt (Marra et al., 2022). Naast inschattingen over haalbaarheid en effectiviteit van technische maatregelen (minder eiwit voeren, stal-aanpassingen, etc.), ruimtelijke verdeling van de emissies en de toepasbaarheid/accuraatheid van depositie-modellen, is dit vooral afhankelijk van politieke afwegingen. Echter, een reductie van (veel) meer dan 10% van de melkveestapel is waarschijnlijk. Aangezien er nauwelijks andere sectoren zijn die grasland tot economische waarde kunnen brengen, is bij een vermindering van de melkveestapel op zich een vergelijkbare reductie van het grasland-areaal te verwachten.

Deze vrijkomende hectares zouden weliswaar ingezet kunnen worden voor de extensivering van de resterende bedrijven, maar dit is alleen een aannemelijk scenario indien de grondprijs van grasland aanzienlijk daalt (autonoom of via gerichte maatregelen): de kosten van een extensievere melkveehouderij zijn fors hoger en/of er ontstaan grote liquiditeitsproblemen voor extensiverende bedrijven, zelfs indien rekening wordt gehouden met bestaande premies voor duurzame melkproducten (Pijlman et al., 2020; de Jong, 2022; Schrijver et al., 2022) en subsidies op agrarisch natuurbeheer. Redenen hiervoor zijn o.a.:

- Hoge grondprijzen in Nederland;
- Grasproducten relatief duur zijn ten opzichte van krachtvoer (afkomstig van bouwland, m.n. in het buitenland);
- Een groter aandeel gras in het rantsoen leidt tot een lagere melkproductie per koe wat negatieve gevolgen heeft voor de arbeidsefficiëntie (kg melk per persoon per jaar) en dus inkomen van de agrariërs.

Door vergelijkbare redenen zal, binnen de huidige economische kaders, een afname van de melkveestapel leiden tot minder, maar niet kleinere of extensievere melkveebedrijven: de (relatieve) prijzen van grond, arbeid en kapitaal zijn te ongunstig voor kleinschaligere bedrijven (De Wit et al., 2020).

3.1.2 Afbouw van derogatie nitraatrichtlijn

Vermindering van de melkveestapel is niet de enige drukfactor waardoor het aandeel grasland zal afnemen, ook het afbouwen van de derogatie van de nitraatrichtlijn speelt een belangrijke, onafhankelijke rol. Nederland heeft sinds lange tijd een derogatie (uitzondering), waardoor onder bepaalde voorwaarden meer dierlijke mest dan 170kg N per hectare mocht

worden aangewend op graslanden. De derogatie was verkregen, omdat Nederland een relatief lang groeiseizoen kent met veel stikstofopname, waardoor nitraatuitspoeling binnen de normen zou blijven. Echter, omdat de waterkwaliteit (in grond- maar met name oppervlaktewater) toch nationaal in gebreke blijft, komt de derogatie te vervallen en moet de maximale *dierlijke* mestgift afgebouwd worden naar 170kg N uit dierlijke mest.

Met het afbouwen van de derogatie vervalt ook de voorwaarde voor minimaal 80% grasland op een melkveebedrijf. Dit kan ervoor zorgen dat een melkveehouder meer snijmais gaat telen en minder grasland. Snijmais heeft hogere opbrengsten en past goed in het rantsoen, zodat een hogere melkproductie per koe mogelijk is. Economisch is het voor melkveehouders daarom vaak aantrekkelijk om het areaal snijmais te vergroten, ten koste van het areaal grasland. Deze voorkeur wordt ook weerspiegeld in het stoppen van de groei van het snijmais-areaal na 2014 als gevolg van de ophoging van de derogatie-eis van 70 naar 80% grasland (Berkhout et al. 2022). Wanneer de derogatie is afgeschaft, kan, op geschikte gronden, ook tijdelijke grondverhuur voor andere teelten, zoals aardappels, groenten of laanbomen, interessant worden voor melkveehouders, omdat deze gewassen een relatief hoog saldo hebben (Hoogveen et al., 2019).

3.1.3 Klimaat: vermindering van broeikasgasemissies

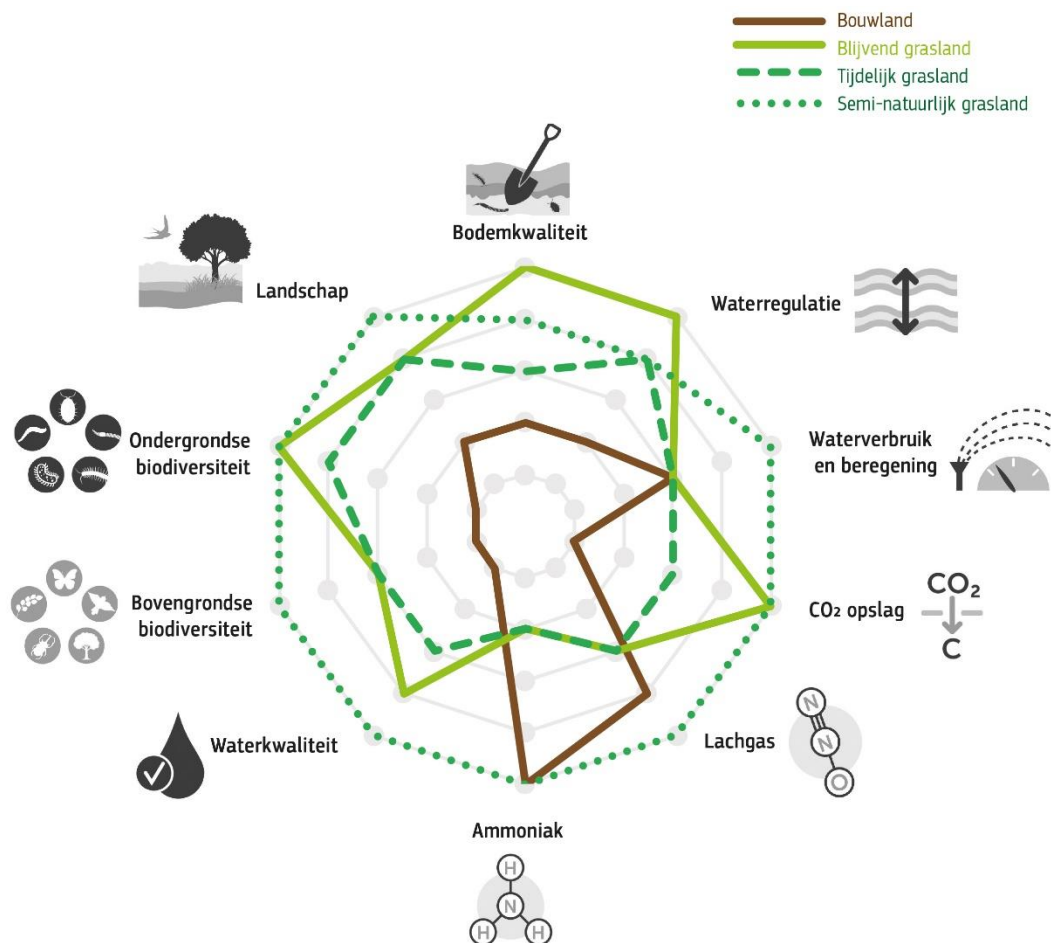
Nederland heeft forse klimaatdoelen. In 2030 moeten de landelijke broeikasgasemissies 55% lager zijn dan in 1990, en in 2050 95% lager (Compendium voor de leefomgeving, 2023). Ondanks een reductie van 35% sinds 1990 per kg meetmelk is dit voor de melkveehouderij een zware opgave, niet alleen vanwege de stijging van de melkproductie van 28%, maar ook door bijvoorbeeld de hoge methaan-emissies uit pens en darm en de afname van koolstofvastlegging in de bodem (door intensivering van het landgebruik) (Hospers et al., 2022). Mede daarom wordt een vermindering van de melkveestapel regelmatig ook als noodzakelijkheid gezien om de klimaatdoelstellingen te halen.

Echter, indien vermindering van de melkveestapel tot gevolg heeft dat (blijvend) grasland wordt omgezet naar bouwland, betekent dit ook dat er een tijdelijke extra toename is van de broeikasgasemissies die de reducties voor de komende jaren teniet zal doen. Bovendien zijn zowel broeikasgasemissies als voedselproductie een wereldwijd fenomeen, waarbij het onwaarschijnlijk is dat de verlaging van de melkproductie in Nederland tot een betekenisvolle vermindering van de wereldwijde melkconsumptie leidt: er zal vooral een verschuiving van de productie naar andere regio's plaatsvinden waardoor de wereldwijde emissiereductie van broeikasgassen, als gevolg van een verkleining van de Nederlandse melkveestapel, zeer beperkt zal zijn.

3.2 Vermindering van graslandareaal en ecosysteemdiensten

3.2.1 Probleem: minder grasland en meer bouwland

Onder invloed van hiervoor benoemde drukfactoren is er dus een grote kans dat de komende jaren het areaal grasland zal afnemen en omgezet zal worden in bouwland (snijmais of intensievere teelten). Dit betekent een sterke achteruitgang van de ecosysteemdiensten die deze percelen leveren. De ecosysteemdiensten bodemkwaliteit, waterregulering, CO₂-opslag, waterkwaliteit, bovengrondse en ondergrondse biodiversiteit en landschap zullen sterk dalen (zie Figuur 3.1).



Figuur 3.1: Andere ecosysteemdiensten dan voedselproductie van bouwland en graslandtypes.

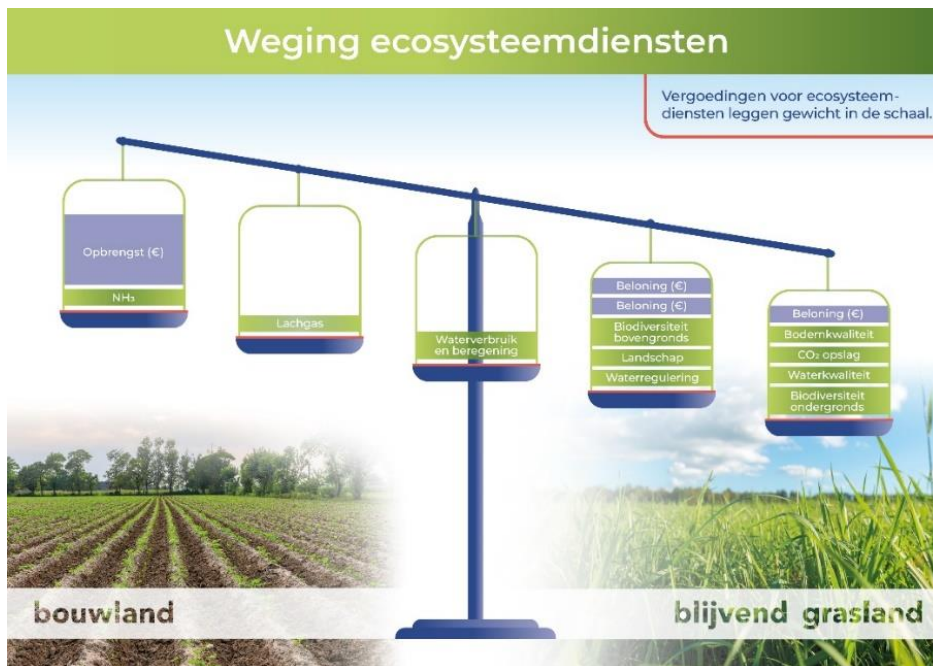
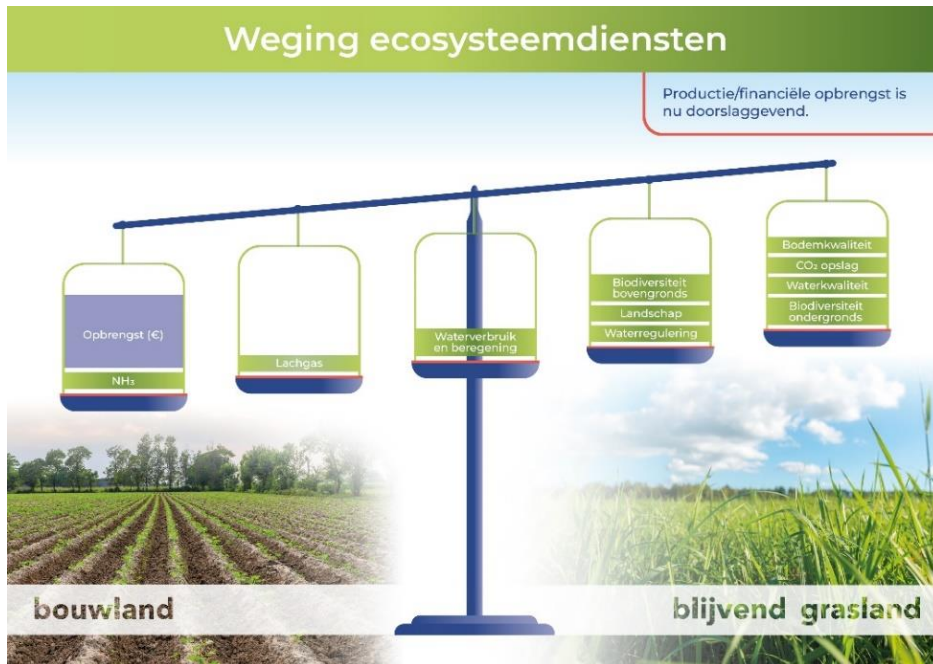
Belangrijker is echter dat deze omzetting van grasland naar bouwland, tijdelijk, ook een enorme toename in de uitstoot van broeikasgassen geeft en nitraatuitspoeling (tot ver boven 100mg nitraat/l) (van den Berg & Poelen, 2003). Het exacte niveau is mede afhankelijk van de leeftijd van het omgezette grasland en bodemsoort maar bijvoorbeeld 13-15 maal de totale jaarlijkse broeikasgasemissies per hectare is waarschijnlijk bij de omzetting van blijvend grasland op zandige gronden (zie Hoofdstuk 2).

3.2.2 Oplossing: Meer grasland voor extensivering van melkveebedrijven en natuur

Belangen en doelen moeten worden gewogen; is productie van voedsel belangrijker of is er een verschuiving gewenst richting andere maatschappelijke en ecologische doelen (Zie figuren 3.2a, b en c)? Keuzes moeten worden gemaakt hoe het landgebruik in gebieden eruit kan zien. Afhankelijk van keuzes gaat dit meer richting bouwland of grasland.

Als gekozen wordt voor grasland en de verschillende ecosystemendiensten die dit met zich meebrengt, dan moeten vrijkomende hectares die beschikbaar komen onder invloed van de stikstofmaatregelen, voor een belangrijk deel worden ingezet voor de extensivering van de resterende bedrijven. Als er geen nadruk wordt gelegd op voedselproductie kunnen vrijkomende hectares grasland ook worden ingezet voor natuur, bijvoorbeeld semi-natuurlijk grasland. Voor veel ecosystemendiensten zou dit een verbetering betekenen, hoewel waterregulering en bodemkwaliteit kunnen verminderen (Deru et al., 2018). Daarnaast is de extra vastlegging van CO₂ bij deze extensieve graslanden juist relatief laag, aangezien ook de productie vermindert en daarmee de aanvoer van organische stof uit gewas- en wortelresten (Struyk et al., 2020). In een lopend onderzoek voor de Duurzame Zuivel Keten wordt de meerwaarde onderzocht van twee typen kruidenrijk grasland (extensief en productief) voor de biodiversiteit en agrarische productie in vergelijking met regulier blijvend grasland. Met de resultaten van dit onderzoek kan een inschatting worden gemaakt van de benodigde omvang van bepaalde graslandtypen voor beoogde doelen van natuur en biodiversiteit en de inpassing in de agrarische bedrijfsvoering.





Figuren 3.2 a, b, c: Afwegingen in belangen van doelen. a: weging bouwland/grasland op basis van ecosysteemdiensten, b: huidige productie/financiële opbrengst is doorslaggevend, c: substantiële vergoedingen voor ecosysteemdiensten worden geïntroduceerd.

3.2.3 Blijvend grasland en instandhoudingsverplichting

Een aanzienlijk deel van de vermindering van het graslandareaal zal ten koste gaan van het blijvend grasland, maar onduidelijk is hoeveel, aangezien m.n. natte moerige en veengronden minder geschikt zijn als bouwland en blijvend grasland dichtbij de stallen van melkveebedrijven met weidegang minder omgezet zullen worden. Een realistische schatting kan in dit kader onmogelijk gemaakt worden, o.a. omdat een ruimtelijke inschatting, waar deze krimp van de

melkveestapel zal optreden, ontbreekt. Echter, waarschijnlijk komt ook de eis van de instandhoudingsverplichting van blijvend grasland vanuit het Gemeenschappelijk Landbouw Beleid in gevaar. Deze eis was juist ingesteld om de ecosystemendiensten die blijvend grasland levert te beschermen en het aandeel blijvend grasland niet te veel te laten dalen. Indien blijvend grasland 5% of meer afneemt ten opzichte van de referentie (in Nederland is de referentie vastgesteld op 41% van het totale landbouwareaal in 2012) moet Nederland een omzetverbod en herstelplicht invoeren (Berkhout et al., 2022). Tot op heden is deze ratio licht gestegen naar bijna 42%, maar indien het graslandareaal met meer dan 100.000ha afneemt (=>5% van het huidige landbouwareaal) kan het moeilijk worden om aan deze eis invulling te blijven geven. De minister lijkt dit gevaar wel te onderkennen en heeft tot 2026 een subsidie ingesteld voor behoud van grasland. Tegelijkertijd ziet de overheid in het kader van de toekomstperspectief verkenningen, naar verluidt ook zelf meer ruimte voor (duurzame) akkerbouw en tuinbouw (NOS Nieuws, 2023).

4 Handelingsperspectieven voor beleid

In voorgaande hoofdstukken is duidelijk naar voren gekomen dat het areaal grasland sterk zal afnemen ten gunste van het areaal bouwland. De afname is waarschijnlijk aanzienlijk groter dan de afname van de melkveestapel indien er geen sturing op het resterende grondgebruik plaatsvindt. Daarmee komen vrijwel alle ecosysteemdiensten onder druk te staan. Sturing van het grondgebruik kan direct en/of indirect plaatsvinden.

4.1 Directe sturingsmogelijkheden landgebruik

Een directe sturing van het landgebruik betreft het gericht uitgeven van uitgekochte hectares aan boeren, m.n. melkveehouders, die hun productie voortzetten met (sterk) verlaagde pacht-prijzen, onder voorwaarde van extensivering. Vergelijkbaar, maar juridisch en qua draagvlak waarschijnlijk ingewikkelder, is een afwaardering van eigen grond behorende bij melkveebedrijven die willen extensiveren. Met beide vormen kan de extensivering van de melkveehouderij worden gestimuleerd en liquiditeitsproblemen op de extensiverende bedrijven worden voorkomen. De mogelijkheden hiervoor zullen overigens beperkt worden door de ongelijke ruimtelijke verdeling van de afname van het grasland over Nederland. Daarnaast zullen de extensiveringseisen op landbouwgrond zorgen voor een forse waardevermindering van het land die, op een of andere manier, vergoed zal moeten worden (minimaal 60-75% afhankelijk van de exacte extensiveringseisen).

Een andere optie is het omzetten van het grasland naar natuur, bijvoorbeeld semi-natuurlijk grasland. Dit vraagt grotere hoeveelheden kapitaal. Niet alleen zal het land tegen volledige vergoeding moeten worden opgekocht (circa 6 miljard euro bij 100.000ha), ook zullen inrichtingssubsidies nodig zijn om de natuurpotenties te verwezenlijken. Bovendien zal er een blijvende instandhoudingssubsidie nodig zijn van minstens 40 miljoen euro voor 100.000hectare, zijnde 30% hoger dan de huidige vergoeding voor kruiden- en faunarijk grasland, circa 300 euro per hectare (Subsidiestelsel Natuur en Landschap, 2022), aangezien het economisch gebruik van deze gronden minimaliseert.

Meest directe sturingsmogelijkheid is een herinzaaiplicht/scheurverbod van grasland of zelfs omzettingaanwijzing voor bouwland naar grasland (de Wit en Koopmans, 2021). Enerzijds is het zeer onwaarschijnlijk dat dit gekoppeld gaat worden aan, of gelijk zal opgaan met, de verkleining van de melkveestapel aangezien dit gepaard gaat met aanzienlijke kapitaalverliezen voor de bedrijven (juist vanwege het lage saldo van grasland), waarmee de meewerkbereidheid van melkveebedrijven verspeeld wordt. Anderzijds, is onduidelijk welke andere effectieve mogelijkheden er zijn om de afname van het grasland-areaal te beperken, m.n. die afname die verband houdt met het afschaffen van de derogatie.

4.2 Indirecte sturingsmogelijkheden landgebruik

Belangrijkste reden voor de dreigende afname van het grasland-areaal is de lage economische waarde van graslandproducten, waardoor vrijkomend grasland wordt omgezet naar hoger salderende teelten. Deze economische randvoorwaarde kan beïnvloed worden door:

- Vergoeding voor de geleverde ecosystemendiensten, zoals Carbon Credits, maar mogelijk ook voor waterregulering en biodiversiteit. Dit kan direct via GLB- en/of natuursubsidies, maar ook indirect via bijvoorbeeld waterschapslasten. De hoogte van m.n. directe subsidies wordt overigens beperkt door mededingingswetgeving (staatsteun) naast allerlei methodologische problemen, mede waardoor deze, welhaast per definitie, onvoldoende zullen zijn om de trend geheel te keren. Bijvoorbeeld: indien de CO₂-vastlegging 4 ton per hectare is, dan bedraagt de vergoeding in vorm van carbon-credits niet meer dan 320 euro per ha bij de huidige, historisch hoge, CO₂-prijs van 80 euro, waar verschillen in teeltsaldo aanzienlijk hoger kunnen zijn.
- Stimulering van premium-price melk (keurmerken, zoals biologisch of 'Planet Proof') waar een hoog aandeel grasland (impliciet of expliciet) onderdeel is van de beloningsgrondslag. Aangezien de meerprijs van deze melksoorten vooral afhankelijk is van de afzetmogelijkheden zal dit met name gericht moeten zijn op (ondersteuning van) de afzetmogelijkheden, naast eventueel (gedeeltelijke) vergoeding van de certificeringskosten.
- Stimulering van onderzoek en advies naar de waarde en gebruiksmogelijkheden van verschillende type grasland waaronder blijvend en productief kruidenrijk grasland. Dit kan aansluiten aan een lopend onderzoek voor de Duurzame Zuivel Keten waarin de meerwaarde onderzocht wordt van productief en extensief kruidenrijk grasland voor de biodiversiteit en agrarische productie in vergelijking met regulier blijvend grasland. Met de resultaten van dit onderzoek kan een inschatting worden gemaakt van de benodigde omvang van bepaalde graslandtypen voor beoogde doelen van natuur en biodiversiteit en de inpassing in de agrarische bedrijfsvoering.

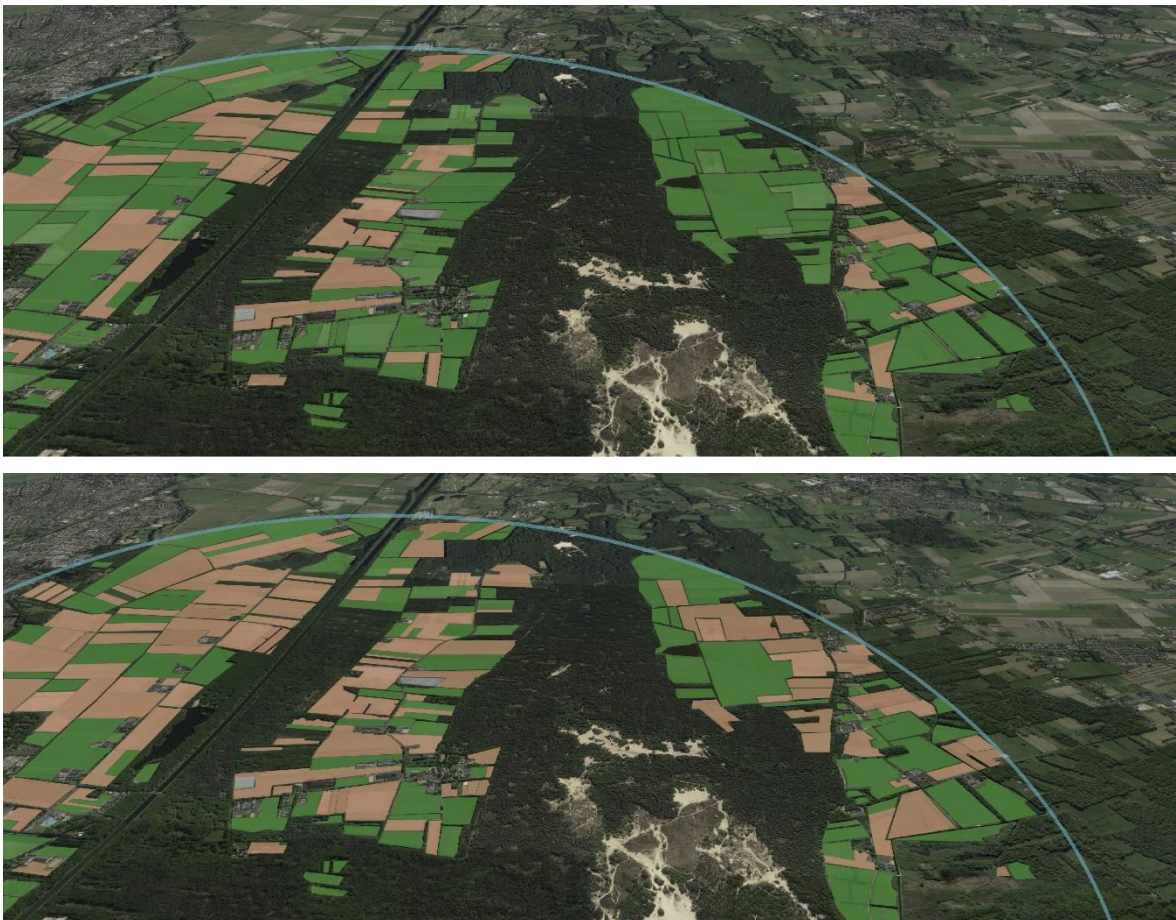
Indien het een doel is om, ook, de algemene lange termijn trend naar intensivering² van alle landgebruik in Nederland te beperken of om te keren is een algemene verlaging van de grondprijs een noodzakelijke randvoorwaarde, wat waarschijnlijk een herziening van het gehele grondbeleid vraagt, inclusief verdeling van baten bij bestemmingswijzigingen.

² Incl. uitbreiding van zeer intensieve teelten zoals laanbomen, graszodes etc., naast intensivering van akkerbouw en bestaand grasland

5 Conclusie

In recente discussies wordt veel natuur- en milieuschade toegewezen aan de melkveehouderij-sector. Sinds de stikstofcrisis is er terecht veel aandacht voor de reductie van de ammoniak-emissie, waarbij de melkveehouderij voor grote uitdagingen staat. Tegelijkertijd dreigt hierdoor het zicht verloren te gaan op andere belangrijke opgaves (m.n. klimaat, waterkwaliteit en biodiversiteit) en op de positieve rol die grasland, wat in gebruik is bij de melkveehouderij, bij verschillende van deze opgaves kan spelen.

Door verschillende drukfactoren is een relatieve afname van het grasland-areaal ten opzichte van de afname van de melkveestapel, waarschijnlijk aanzienlijk groter, indien er geen sturing op het resterende grondgebruik plaatsvindt. Zonder sturing is grootschalige omzetting van grasland naar bouwland (snijmais en intensievere teelten) waarschijnlijk, wat een sterke achteruitgang betekent van de ecosysteemdiensten die deze percelen leveren: alle indicatoren zullen dalen, met uitzondering van ammoniak en lachgas. Maar belangrijker, het geeft, tijdelijk, ook een enorme toename in de uitstoot van broeikasgassen en nitraatuitspoeling, waarmee de klimaat- en waterkwaliteitsdoelen jarenlang verder uit beeld verdwijnen.



Figuur 3.3 a, b. Impressie a: huidig agrarisch landgebruik en b: toekomstig landgebruik, bij grootschalige omzetting van grasland in bouwland (met verlies aan ecosysteemdiensten)

Een combinatie van directe sturing (bijv. inzetten van opgekochte hectares voor extensivering) en indirecte sturing (m.n. vergoeding van ecosysteemdiensten) zijn noodzakelijk om deze trend te keren.

6 Literatuur

- Aarst, H.F.M., Hilhorst, G.J., Nevens, F., & Schröder, J.J. (2002). Betekenis wisselbouw voor melkveebedrijf op lichte zandgrond. *Project De Marke, Wageningen UR, Rapport 36*.
- Alkemade, F., Strootman, B., & Zandbelt, D. (2020). Op weg naar een New Deal tussen boer en maatschappij. *College van Rijksadviseurs*.
- Bajouco, R., Pinheiro, J., Pereira, B., Ferreira, R., & Coutinho, J. (2020). Risk of phosphorus losses from Andosols under fertilized pasture. *Environmental Science and Pollution Research*, 27:19592-19602.
- Berkhout, P. (red.), van der Meulen, H., & Ramaekers, P. (2022). Staat van Landbouw, Natuur en Voedsel; Editie 2022. *Wageningen, Wageningen Economic Research en Centraal Bureau voor de Statistiek, Rapport 2022-076*.
- Binternet (z.d. a). *BINternet, land- en tuinbouw*. Agrimatie. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.agrimatie.nl/Binternet.aspx?ID=14&Lang=0>
- BINternet (z.d. b) *BINternet, land- en tuinbouw*. Agrimatie. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.agrimatie.nl/Binternet.aspx?ID=15&Bedrijfstype=1&SelectedJa-ren=2022@2021@2020@2019&GroteKlassen=Alle%20bedrijven>
- BINternet. (z.d. c). *BINternet, land- en tuinbouw "gewasbescherming per gewas"*. Agrimatie. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.agrimatie.nl/binternet.aspx?ID=21&bedrijfstype=2>
- van den Berg, N., & Poelen, I. (2003). De relatie tussen het nitraatgehalte in het grondwater en de bedrijfsvoering op melkveehouderijbedrijven. *Louis Bolk Instituut, Driebergen/HAS Kennis Transfer, 's-Hertogenbosch*.
- Bos, J., de Haan, J., & Sukkel, W. (2007). Energieverbruik, broeikasgasemissies en koolstofopslag: de biologische en de gangbare landbouw vergeleken. *Plant Research International, Rapport 140*.
- Bouché, M.B., & Al-Addan, F. (1997). Earthworms, water infiltration and soil stability: some new assessments. *Soil biology and biochemistry*, 29(3-4), 441-452.
- Buijs, A., Nieuwenhuizen, W., Langers, F., Kramer, H., (2019). Resultaten Nationale Landschap-senquête; Onderzoek naar visies en waardering van de Nederlandse bevolking over het landelijk gebied in Nederland. *Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 2937*
- Butler, P.J., & Haygarth, P.M. (2007). Effects of tillage and reseeded on phosphorus transfers from grassland. *Soil Use and Management*, 23 (1), 71-81.
- van Bruggen, C., Bannink, A., Bleeker, A., Bussink, D.W., Groenestein, C.M., Huijsmans, ..., & van der Zee, T. (2022). Emissies naar lucht uit de landbouw berekend met NEMA voor 1990-2020. *Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-technical report 224*.
- CBS. (2022a, 30 november). *Landbouw; gewassen, dieren en grondgebruik naar regio*. CBS. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://opendata.cbs.nl/#/CBS/nl/data-set/80780ned/table>
- CBS. (2022b, 12 oktober). *De verduurzaming van de landbouw – deel I: productie en verbruik*. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.cbs.nl/nl-nl/longread/statistische-trends/2022/de-verduurzaming-van-de-landbouw-deel-i-productie-en-verbruik/4-verbruik-door-de-landbouw>
- Compendium voor de Leefomgeving. (2006, 1 september). *Beleving natuurlijkheid*. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.clo.nl/indicatoren/nl102504-beleving-van-natuurlijkheid>.
- Compendium voor de leefomgeving. (2019, 5 februari). *Waterverbruik in de land- en tuinbouw, 2001-2016*. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.clo.nl/indicatoren/nl001413-watergebruik-landbouw>

- Compendium voor de leefomgeving. (2023, 14 februari). *Emissies broeikasgassen, 1990-2021*. Geraadpleegd op 14 maart 2023 van <https://www.clo.nl/indicatoren/nl0165-broeikasgasemissies-in-nederland>
- Commissie Bemesting Grasland en Voedergewassen. (2022). *Bemestingsadvies*. Versie 2022. Wageningen Livestock Research.
- Crotty, F.V., Fychan, R., Scullion, J., Sanderson, R., & Marley, C.L. (2015). Assessing the impact of agricultural forage crops on soil biodiversity and abundance. *Soil Biology & Biochemistry*, 91: 119-126
- CVB (2022). *Tabellenboek Voeding Herkauwers 2022*. Stichting CVB.
- Deru, J.G., Bloem, C.J., de Goede, R., Keidel, H., Kloen, H., Rutgers, M., ..., & van Eekeren, N. (2018). Soil ecology and ecosystem services of dairy and semi-natural grasslands on peat. *Applied Soil Ecology* 125: 26-34.
- Di, H., & Cameron, K. (2002). Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64, 237-256.
- Dietz, M., Machill, S., Hoffmann, H.C., & Schmidtke, K. (2012). Inhibitory Effects of *Plantago Lanceolata* L. on Soil N Mineralization. *Plant and Soil* 368 (1-2): 445-458.
- van Dijk, W., de Boer, J.A., Schils, R.L.M., de Haan, M.H.A., Mostert, P., Oenema, J., & Verloop, J. (2022). Rekenregels van de KringloopWijzer 2022. *Wageningen Research, Rapport WPR-1206*.
- Edwards, C. A., & Bohlen, P. J. (1996). *Biology and ecology of earthworms* (Vol. 3). Springer Science & Business Media.
- van Eekeren, N., Bommel , L., Bloem, J., Schouten, T., Rutgers, M., de Goede, R., ... & Brussaard, L. (2008). Soil biological quality after 36 years of ley-arable cropping, permanent grassland and permanent arable cropping. *applied soil ecology*, 40(3), 432-446.
- van Eekeren, N., van Liere, D.W., de Vries, F.T., Rutgers, M., de Goede, & R.G.M., Brussaard, L. (2009). A mixture of grass and clover combines the positive effects of both plant species on selected soil biota. *Applied Soil Ecology*. 42: 254-263.
- van Eekeren, N., De Boer, H., Hanegraaf, M., Bokhorst, J., Nierop, D., Bloem, J., ... & Brussaard, L. (2010). Ecosystem services in grassland associated with biotic and abiotic soil parameters. *Soil biology and biochemistry*, 42(9), 1491-1504.
- van Eekeren, N. (2016). Optimaal landgebruik voor bodemkwaliteit. *V-focus december 2016*, 34-35.
- van Eekeren, N., E. Jongejans, M. van Agtmaal, Y. Guo, M. van der Velden, C. Versteeg, H. Siepel. 2022. Microarthropod communities and their ecosystem services restore when permanent grassland with mowing or low-intensity grazing is installed. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 323, 107682.
- Garcia, L.B.M., Z.G.J. Herbert, D. Westerik, J.A.B., & Schepens. (2023). Carbon sequestration through agricultural practices – a review of international literature. *Slim Landgebruik, januari 2023*.
- Gastine, A., Scherer-Lorenzen, M., & Leadley, P.W. (2003). No consistent effects of plant diversity on root biomass, soil biota and soil abiotic conditions in temperate grassland communities. *Applied Soil Ecology* 24: 101-111.
- Grayston, S. J., Campbell, C. D., Bardgett, R. D., Mawdsley, J. L., Clegg, C. D., Ritz, K., ... & Elston, D. J. (2004). Assessing shifts in microbial community structure across a range of grasslands of differing management intensity using CLPP, PLFA and community DNA techniques. *Applied Soil Ecology*, 25(1), 63-84.
- van Grinsven, H., & Bleeker, A., (2017). Evaluatie Meststoffenwet 2016: Synthesrapport. *Planbureau voor de Leefomgeving, publicatienummer: 2258*.
- Hessel, R., Stolte, J., & Riksen, M. (2011). *Huidige maatregelen tegen water- en winderosie in Nederland*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2131.

- De Haan, M., Verloop, K., & Hilhorst, G. (2019). Droogte op Koeien & Kansen-bedrijven in 2018. *Wageningen Livestock Research, Rapportnummer 84*. <https://doi.org/10.18174/470046>
- Hoogeveen, M., Daatselaar, C. & Prins, H., (2019). Afname derogatie: verkenning omvang en beweegredenen ondernemers. *Wageningen Economic Research*, <https://www.wur.nl/nl/Publicatie-details.htm?publicationId=publication-way-353531373339>
- Hoogeveen, M. (2022a, 20 juli). *Minder graslandopbrengst, maar meer snijmaisopbrengst in 2020*. Agrimatie. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.agrimatie.nl/Publicatie-Page.aspx?subpublID=7352&themalD=2754§orID=3534#:~:text=In%202020%20was%20de%20drogestofopbrengst,%20van%2010.000%20kg%2Fha>.
- Hoogeveen, M. (2022b, 20 juli). *Stijging van stikstofbemesting in 2020 na daling in 2019*. Agrimatie. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.agrimatie.nl/ThemaResultaat.aspx?subpublID=2232&themalD=2282&indicatorID=2772>
- Hopkins, A., & Wilkins, R.J. (2006). Temperate grassland: key developments in the last century and future perspectives. *J. Agric. Sci.* 144, 503–523.
- Horel, Á., Tóth, E., Gelybó, G., Kása, I., Bakacsi, Z., & Farkas, C. (2015). Effects of land use and management on soil hydraulic properties. *Open Geosciences*, 1 (open-issue).
- Hospers, J., Kuling, L., Modernel, P., Lesschen, J. P., Blonk, H., Batlle-Bayer, L., ... & Dekker, S. (2022). The evolution of the carbon footprint of Dutch raw milk production between 1990 and 2019. *Journal of Cleaner Production*, 380, 134863.
- Hooijboer, A.E.J., Hoogsteen, M., & Buis, E. (2017). Effects of crop rotation on water quality in the Netherlands: Combining the Minerals Policy Monitoring Programme and Nation-wide survey of crop data of the sandy regions of the Netherlands. *LuWQ2017, Land Use and Water Quality: Effect of Agriculture on the Environment The Hague, the Netherlands, 29 May – 1 June 2017*.
- van Houwelingen, P. (2014, 9 september). *Aardappel heel efficiënt met water*. Akkerwijzer. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.akkerwijzer.nl/artikel/107531-aardappel-heel-efficient-met-water/#:~:text=De%20gemiddelde%20wereldwijde%20waterfootprint%20van,water%20per%20ton%20opbrengst%20nodig>
- Høgh-Jensen, H., Nielsen, B., & Thamsborg, S.M., (2006). Productivity and quality, competition and facilitation of chicory in ryegrass/legume-based pastures under various nitrogen supply levels. *Europ. J. Agronomy* 24 (2006): 247-256.
- Iepema, G., Deru, J. G., Bloem, J., Hoekstra, N., de Goede, R., Brussaard, L., & van Eekeren, N. (2020). Productivity and topsoil quality of young and old permanent grassland: An on-farm comparison. *Sustainability*, 12(7), 2600.
- Jeanneret, P., Huguenin-Elie, O., Baumgartner, D., Knuchel, R. F., Gaillard, G., Nemecek, T., & Weibel, P. (2007). Estimation of grassland management impact on biodiversity. In *permanent and temporary grassland: plant, environment and economy. Proceedings of the 14th Symposium of the European Grassland Federation, Ghent, Belgium, 3-5 September 2007* (pp. 382-385). Belgian Society for Grassland and Forage Crops.
- Jurasinski, G., Günther, A.B., Huth, V., Couwenberg, J., & Glatzel, S. (2016). *Ecosystem services provided by paludiculture – greenhouse gas emissions*. In: Wichtmann, W., Schröder, C., Joosten, H. (eds.) 2016. Paludiculture - productive use of wet peatlands. Schweizerbart Science Publishers. www.schweizerbart.de/9783510652839 (25/4/2019).
- de Jong, K. (2022). *Bedrijfseconomische Analyse Weidevogelbedrijven. PPP-Agro Advies*.
- Kautz, T., Lüsebrink, M., Pätzold, S., Vetterlein, D., Pude, R., Athmann, M., ... & Köpke, U. (2014). Contribution of anecic earthworms to biopore formation during cultivation of perennial ley crops. *Pedobiologia*, 57(1), 47-52.
- Kayser, M., Müller, J., & Isselstein, J. (2018). Grassland renovation has important consequences for C and N cycling and losses. *Food and Energy Security*, 7(4), e00146.

- Kentie, R., Hooijmeijer, J. C., Trimbos, K. B., Groen, N. M., & Piersma, T. (2013). Intensified agricultural use of grasslands reduces growth and survival of precocial shorebird chicks. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 243-251.
- Kleijn, D., van Kats, R., Melman, D., & Schekkerman, H. (2007). De voedselsituatie van gruttokui-kens bij agrarisch mozaïekbeheer. *Alterra-rapport 1487*. Alterra, Wageningen.
- Kodešová, R., Jirků, V., Kodeš, V., Mühlhanslová, M., Nikodem, A., & Žigová, A. (2011). Soil structure and soil hydraulic properties of Haplic Luvisol used as arable land and grass-land. *Soil and Tillage Research*, 111(2), 154-161.
- Kool A., Hilhorst, G.J., & Groeneveld, R.M.W. (2004). Gewasbescherming binnen de grenzen. Re-sultaten gewasbescherming De Marke 1993-2002. *Rapport 44*. CLM-Rapport 588-2004.
- Kuikman, P. J., De Groot, W. J. M., Hendriks, R. F. A., Verhagen, J., & de Vries, F. (2003). *Stocks of C in soils and emissions of CO2 from agricultural soils in the Netherlands* (No. 561). Alterra.
- Lageschaar, L., Rougoor, C., Leendertse P. (2020). Gevolgen voor milieubelasting van het water door verschuiving naar intensievere teelten in Noord-Brabant – Achtergrondrapport. CLM.
- van Leeuwen, T. (2022). *Verschillen in stikstofgebruik tussen regio's nemen toe*. Agrimatie. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.agrimatie.nl/PublicatiePage.aspx?subpubID=2523&themalID=2282&indicatorID=2772§orID=2233>
- Lindborg, R., Bernues, A., Hartel, T., Helm, A., & Ripoll-Bosch, R. (2022). Ecosystem services provided by semi-natural and improved grasslands – synergies, trade-offs and bundles. *European grassland federation, proceedings of the 29th General Meeting*: 55-66.
- Logsdon, S. D., & Linden, D. R. (1992). Interactions of earthworms with soil physical conditions influencing plant growth. *Soil Science*, 154(4), 330-337.
- Magid, J., Jensen, M.B., Mueller., T., & Hansen, H.C.B. (1999). Phosphate Leaching Responses from Unperturbed, Anaerobic, or Cattle Manured Mesotrophic Sandy Loam Soils. *J. Environ. Qual.*, 28:1796-1803.
- Marra, W. A., Hazelhorst, S. B., Brandt, K. M. F., Wichink Kruit, R. J. W., & Schram, J. M. (2022). Monitor stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden 2022. Uitgangssituatie voor de Wet Stikstofreductie en Natuurverbetering. *Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM)*.
- Marrs, R.H., Gough, M.W., & Griffiths, M. (1991). Soil chemistry and leaching losses of nutrients from semi-natural grassland and arable soils on three contrasting parent materials. *Biological Conservation* 57, issue 3.
- McLenaghan, R. D., Malcolm, B. J., Cameron, K. C., Di, H. J., & McLaren, R. G. (2017). Improvement of degraded soil physical conditions following the establishment of permanent pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 60(3), 287-297.
- van der Meulen, H. (2022, 30 juni). *Permanent grasland in Noord-Holland lager dan in rest van Nederland; eiwit van eigen land hoger*. Agrimatie. Geraadpleegd op 6 maart 2023 van <https://www.agrimatie.nl/PublicatieRegio.aspx?subpubID=2518&themalID=2286&indicatorID=2911§orID=7229>
- Minasny, B., & McBratney, C.B. (2018). Limited effect of organic matter on soil available water capacity. *European Journal of Soil Science*, 69, 39-47.
- Murugan, R., Loges, R., Taube, F., & Joergensen, R. G. (2013). Specific response of fungal and bacterial residues to one-season tillage and repeated slurry application in a permanent grassland soil. *Applied soil ecology*, 72, 31-40.
- Nevens, F., & Reheul, D. (2001). Crop rotation versus monoculture; yield N yield and ear fraction of silage maize at different levels of mineral N fertilization. *NJAS: Wageningen Journal of Life Sciences*, 49:4, 405-425.
- Nevens, F., & Reheul, D. (2002). Permanent grassland and 3-year leys alternating with 3 years of arable land: 31 years of comparison. *Europ. J. Agronomy*, 19, 77-90.
- NOS Nieuws. (2023, 2 maart). *Onderhandelingen landbouwakkoord verlopen stroef, akkoord niet in zicht*. Geraadpleegd op 14 maart 2023 van <https://nos.nl/artikel/2465787-onderhandelingen-landbouwakkoord-verlopen-stroef-akkoord-niet-in-zicht>

- Oenema, J., & Velthof, G.L. (2018). *CDM-advies: Update beoordeling derogatie-opties*. Wageningen University & Research. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.wur.nl/nl/Publicatie-details.htm?publicationId=publication-way-353339343034>
- Ozinga, W.A., Scheper, J.A., de Groot, A., Reemer, M., Raemakers, I., van Dooremalen, C., ... & Kleijn, D. (2018). Wilde bijen en zweefvliegen per landschapstype (No. 2920). *Wageningen Environmental Research*.
- Pijlman, J., Berger, S.J., Lexmond, F., Bloem, J., van Groenigen, J.W., Visser, E.J.W., Erisman, J.W., & van Eekeren, N. (2019). Can the presence of plantain (*Plantago lanceolata* L.) improve nitrogen cycling of dairy grassland systems on peat soils? *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 63:1, 106-122.
- Pijlman, J., Honkoop, W. & Westerhof, R., (2020). Kennisdokument economisch rendabele bedrijven met toekomst in Kamerik. *Veenweiden in Beweging*.
- Plassart, P., Vincelas, M.A., Gangneux, C., Mercier, A., Barray, S., & Laval, K. (2008). Molecular and functional responses of soil microbial communities under grassland restoration. *Agriculture, ecosystems & environment*, 127(3-4), 286-293.
- Postma-Blaauw, M.B., de Goede, R.G., Bloem, J., Faber, J.H., & Brussaard, L. (2010). Soil biota community structure and abundance under agricultural intensification and extensification. *Ecology*, 91(2), 460-473.
- Postma-Blaauw, M.B., De Goede, R.G., Bloem, J., Faber, J.H., & Brussaard, L. (2012). Agricultural intensification and de-intensification differentially affect taxonomic diversity of predatory mites, earthworms, enchytraeids, nematodes and bacteria. *Applied Soil Ecology*, 57, 39-49.
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M., & Alkemade, R. (2006) Impacts of land-use change on biodiversity: an assessment of agricultural biodiversity in the European union. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114, p. 86-102
- Roos-Klein Lankhorst, J., de Vries, S., Buijs, A.E., van den Berg, A.E., Bloemmen, M.H.I., & Schuiling, C., (2005). BelevingsGIS versie 2; Waardering van het Nederlandse landschap door de bevolking op kaart. *Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1138*.
- RIVM. (2020, 7 april). *Relatie tussen bodemorganische stof en nitraatuitspoeling*. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.rivm.nl/nieuws/relatie-tussen-bodemorganische-stof-en-nitraatuitspoeling>
- Rutgers, M., Schouten, A.J., Bloem, ; De Goede, Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Van Der Wal, A., Mulder, C., Brussaard, L., Breure, A.M., 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *Eur. J. Soil Sci.* 60: 820-832.
- Schekkerman, H. & A. J. Beintema (2007). Abundance of invertebrates and foraging succes of Black-tailed godwit *Limosa limosa* chicks in relation to agricultural grassland management. *Ardea* 95 (1): 39-54.
- Schepens, J.A.B., Timmermans, B.G.H., Fuchs, L.M., Peters, R., Bloem, J., Heupink, D.T., ... & Koopmans C.J. (2022). Meerjarige evaluatie van maatregelen voor het vastleggen van koolstof in minerale gronden. *Louis Bolk Instituut, publicatienummer 2022-016-LbP*.
- Schils, L.M.R., Bufe, C., Rhymer, C.M., Francksen., R.M., Klaus, V.H., Abdalla, M., ... & Price, J.P.N. (2022). Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 330.
- Schippers, W., Bax, I., & Gardeniers, M. (2016). Ontwikkelen van kruidenrijk grasland. *Aardewerk Advies, Frouws, Ede*.
- van Schooten, H., Philipsen, B., & Groten, J. (Eds.) (2019). Handboek snijmaïs. (*Wageningen Livestock Research Handboek snijmaïs; No. 40*). Wageningen Livestock Research. DOI: 10.18174/514592
- Schoumans, O.F. (2004). Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. *Wageningen, Alterra, Alterra rapport 730.4*.
- Schrijver, R., Westerink, J., de Jong, K., Smit, B., van der Meer, R., & Dijkshoorn, M. (2022). Verdienmodellen voor extensieve landbouwbedrijven: pijlers, principes en perspectieven. *Wageningen Environmental Research, rapport 3166*.

- Schröder, J.J., & van Middelkoop, J.C. (2016). Milieukundige voetafdruk van de teelt van ruwvoergewassen. *Wageningen Plant Research*.
- Sears, P.D. (1950). Soil fertility and pasture growth. *Journal of the British Grassland Society* 5, 267-280.
- Slier, T. & Velthof, G. L. (2021). 30 vragen en antwoorden over lachgasemissie uit landbouwgronden. *Wageningen Environmental Research*.
- Spedding C.R.W. (1988) *An introduction to agricultural systems*. Springer, The Netherlands, pp 15-40
- Stip, A., & van Grunsven, R.H.A. (2018). Beheermaatregelen voor insecten in graslanden in midden Friesland. *De Vlinderstichting, Wageningen, Rapport VS2018.018*.
- Subsidiestelsel Natuur en Landschap. (2020, 25 juli). *Standaardkostprijs directe werkzaamheden natuur- en landschapsbeheer*. Geraadpleegd op 14 maart 2023 van <https://www.bij12.nl/wp-content/uploads/2022/08/Vastgestelde-SKP-Natuur-en-Landschap-2022-subsidie-2023.pdf>
- Tscharntke, T., & Greiler, H. J. (1995). Insect communities, grasses, and grasslands. *Annual review of entomology*, 40(1), 535-558.
- van't Veer, R., Sierdsema, H., Musters, C. J. M., Groen, N., & Teunissen, W. A. (2008). Weidevogels op landschapsschaal. Ruimtelijke en temporele veranderingen. *Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en voedselkwaliteit, Rapport DK nr. 2008/dk105*.
- Vellinga, T. V., Van den Pol-van Dasselaar, A., & Kuikman, P. J. (2004). The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in the Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 70(1), 33-45.
- Velthof, G. L., Hoving, I. E., Dolging, J., Smit, A., Kuikman, P. J., & Oenema, O. (2009). Method and timing of grassland renovation affects herbage yield, nitrate leaching, and nitrous oxide emission in intensively managed grasslands. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 86(3), 401-412.
- Verantwoorde Veehouderij. (2019, 28 augustus). *Nederlands melkveebedrijf kent hoge voerefficiëntie*. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.verantwoordeveehouderij.nl/show/nederlands-melkveebedrijf-kent-hoge-voerefficiëntie.htm>,
- Voskuilen, M. (2022, 28 november). *Grondgebruik. Agrimatie*. Geraadpleegd op 2 maart 2023 van <https://www.agrimatie.nl/PublicatiePage.aspx?subpubID=2525&themalD=2286§orID=3534#:~:text=In%202021%20is%20het%20areaal,4%25%20toe%20tot%2013.000%20ha>
- Vleeshouwers, L. M., & Verhagen, A. (2002). Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global change biology*, 8(6), 519-530.
- Wagenaar, J., de Wit, J., Hospers-Brands, A.J.T.M., Cuijpers, W.J.M., & van Eekeren, N. (2017). Van gepeperd naar gekruid grasland: Functionaliteit van kruiden in grasland. *Rep. 2017-022 LbD. Louis Bolk Instituut, Driebergen*. 44 p.
- de Wit, J., van de Goor, S., Pijlman, J., & N. van Eekeren. (2018). Opbouw organische stof met blijvend grasland. *V-focus 21 maart 2018*, p. 32-34.
- de Wit, J., van Eekeren, N., Pijlman, J., van Hal, O., & Prins, U. (2020). Kosten inputs en kapitaal versus schaalgrootte. *V-focus november 2020*; 16-19.
- de Wit, J. & Koopmans, C. (2021). Inkomensverandering biologische landbouw en het GLB-NSP. *DWC advies / Louis Bolk Instituut*.