

De effectiviteit van Agrarisch Natuurbeheer

David Kleijn

Alterra, Centrum voor Ecosystemen
Postbus 47
6700 AA Wageningen

1 Achtergrond

Natuurbehoud in Nederland wordt door de overheid momenteel op drie manieren stelselmatig gesubsidieerd. Natuurbeheer door terreinbeherende organisaties (tbo's) zoals Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer en de provinciale Landschappen wordt financieel ondersteund, natuurbeheer door particuliere grondbezitters wordt gesubsidieerd (particulier natuurbeheer) en tenslotte worden inkomstendervingen van boeren die natuurbeschermende maatregelen nemen op hun landbouwbedrijf vergoed door de overheid (agrarisch natuurbeheer). Het budget dat beschikbaar is voor natuurbeheer in Nederland staat momenteel onder druk. Het is daarom nu, meer dan ooit, belangrijk om te evalueren wat de verschillende vormen van natuurbeheer tot nog toe hebben opgeleverd in termen van typen natuur en verhoging van natuurwaarden. In combinatie met overzichten van de oppervlakten en de kosten die met de verschillende vormen van natuurbeheer gemoeid zijn zal dit inzicht opleveren hoe natuurbeheer op een kosteneffectievere manier uit te voeren is. In een andere paper zal worden ingegaan op de (kosten)effectiviteit van natuurbeheer door terreinbeherende organisaties. Over de effectiviteit van particulier natuurbeheer zijn niet voldoende gegevens bekend om een degelijke evaluatie te maken. In deze paper zal ingegaan worden op de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer. Omdat kosteneffectiviteit een relatief begrip is zal voor wat betreft dit aspect waar mogelijk de vergelijking worden gemaakt met regulier natuurbeheer.

Er is de laatste jaren discussie geweest over de ecologische effectiviteit van agrarisch natuurbeheer (Bax et al. 2000, Kleijn et al. 1999, 2001). Waar deze discussie in Nederland wat geluwd lijkt te zijn laait deze internationaal in volle hevigheid op (Fischer et al. 2011, Phalan et al. 2011). Argumenten voor agrarisch natuurbeheer zijn het grote oppervlak dat bestreken wordt door de landbouw waardoor zelfs kleine positieve effecten een grote impact kunnen hebben. Ook wordt in toenemende mate gewezen op het nut van biodiversiteit voor de landbouw bijvoorbeeld in de vorm van bestuivende diensten, plaagbestrijding of het vrijmaken van nutriënten in de bodem (o.a. Meehan et al. 2011). Veel van deze diensten worden gratis en voor niets verricht door in het wild levende soorten. Ook kunnen agrarische gebieden met een lage soortenrijkdom toch een hoge landschappelijke waarde vertegenwoordigen. Aan de andere kant komen op landbouwgronden nauwelijks zeldzame soorten voor (Kleijn et al. 2006). Het beperkt aantal bedreigde soorten dat wel op boerenland voorkomt, vooral akker- en weidevogels, gaat sterk in aantal achteruit en zal hier, zonder ingrijpende maatregelen, op korte termijn verdwijnen (Schroeder et al. 2010).

1.1 Aanpak

De laatste tien jaar is in binnen en buitenland veel onderzoek verricht naar de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer. Uit deze studies is een beeld naar voren gekomen van een aantal sleutelfactoren die de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer sturen. Op basis daarvan wordt in het eerste deel van de paper een conceptueel kader geschetst van factoren die de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer beïnvloeden. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen algemene natuur en bedreigde of achteruitgaande soorten. In het tweede deel van de paper wordt een beknopt overzicht gegeven van de resultaten die behaald zijn met agrarisch natuurbeheer in Nederland de afgelopen 15 jaar. Dit overzicht zal zich beperken tot soortengroepen waar informatie over beschikbaar is. Het gaat dan vooral om vogels, planten, de Hamster (*Cricetus cricetus*) en een aantal groepen ongewervelden. In het derde deel van de paper zal, voor zover de beschikbaarheid van gegevens het toelaat, in worden gegaan op de kosteneffectiviteit van agrarisch natuurbeheer. Er zal in algemene zin een vergelijking worden gemaakt welke deel van de belangrijkste natuurwaarden voorkomen in welke typen gebieden en welke kosten daarmee gemoeid zijn. Ook wordt, waar mogelijk, een vergelijking gemaakt tussen het effect van verschillende vormen van natuurbeheer op soorten die zowel in reservaten als op boerenland beschermd worden. Op basis hiervan wordt een oordeel gevormd over de (kosten-)effectiviteit van Agrarisch Natuurbeheer ten opzichte van reservaatbeheer.

Tenslotte wordt in het laatste deel van de paper op basis van de feiten die eerder op een rij zijn gezet een aantal vragen beantwoord die betrekking hebben op de verhoging van de effectiviteit van natuurbeheer in Nederland. Deze vragen zijn:

- Welke effecten treden op als agrarisch natuurbeheer niet meer wordt gesubsidieerd door de overheid?
- Welke aanpassingen in vorm en uitvoering dragen bij aan een hogere effectiviteit?
- Op welke wijze kan agrarische grond een (maximale) bijdrage aan natuur leveren?

2 Factoren die de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer beïnvloeden

Sinds het jaar 2000 heeft een groot aantal studies uit een reeks van Europese landen het effect van agrarisch natuurbeheer op biodiversiteit onderzocht (bijvoorbeeld Kleijn et al. 2001, Peach et al. 2001, Kleijn & Sutherland 2003, Zechmeister et al. 2003, Bengtsson et al. 2005, Wilson et al. 2007, Rundlöf et al. 2008a, Smith et al. 2010a). Net als in Nederland omvat agrarisch natuurbeheer in andere Europese landen ook een reeks van verschillende maatregelen. Veel maatregelen om de natuurwaarden te verhogen zijn gebaseerd het extensiveren van landbouwkundige praktijken, bijvoorbeeld door veedichtheid of bemestingsniveau te beperken. Andere maatregelen proberen juist traditionele, weinig intensieve vormen van landbouw te behouden of het verlaten van landbouwgronden te voorkomen. Weer andere maatregelen bevorderen het behoud of herstel van half-natuurlijke landschapselementen zoals heggen, poelen of bloemenstroken. In alle landen gaat het om maatregelen waaraan boeren op vrijwillige basis kunnen meedoen en worden contracten van beperkte duur (tussen de 1-10 jaar) afgesloten voor individuele percelen. De meeste studies die het ecologisch effect van dit soort maatregelen evalueren, vergelijken natuurwaarden op percelen waarop dergelijke maatregelen zijn uitgevoerd met natuurwaarden op gangbaar beheerde percelen. Het verschil in soortenrijkdom of talrijkheid van de doelgroepen wordt dan beschouwd als een maat voor de effectiviteit van de onderzochte vorm van agrarisch natuurbeheer (Kleijn & Sutherland 2003). De snel uitdijende hoeveelheid studies suggereert dat agrarisch natuurbeheer wisselende effecten heeft (Kleijn & Sutherland 2003, Kleijn et al. 2006, Wilson et al. 2007). Bepaalde maatregelen bevorderen biodiversiteit (e.g. Walker et al. 2007, Gabriel & Tschardt 2007, Albrecht et al. 2010) terwijl andere maatregelen geen effect hebben (e.g. Zechmeister et al. 2003, Feehan et al. 2005, Blomqvist et al. 2009). Effecten van één en dezelfde maatregel kunnen zelfs verschillen tussen regio's binnen een land (Rundlöf & Smith 2006, Whittingham et al. 2007). Kleijn et al. (2011a) stelden dat de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer wordt beïnvloed door de (1) mate waarin de maatregelen leiden tot een verbetering van de habitat van de doelsoorten, (2) intensiteit van de landbouw in het landschap waarin de maatregelen worden uitgevoerd en (3) de structuur en diversiteit van datzelfde landschap.

2.1 Ecologisch contrast

Het belang van de aard van de maatregelen voor de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer ligt nogal voor de hand. Maatregelen die ten opzichte van gangbare landbouw leiden tot een sterke verbetering van de omstandigheden voor de doelsoort zullen een groter effect hebben dan maatregelen die slechts tot een lichte verbetering leiden. Zo was het inzaaien van een bloemenmengsel veel effectiever in het bevorderen van hommels en vlinders dan een reeks van maatregelen die het beheer van de bestaande grasmat extensiverden (Potts et al. 2009). Hoe groter het door agrarisch natuurbeheer geïnduceerde ecologische contrast met gangbare landbouw, hoe groter de effectiviteit van de maatregelen (Kleijn et al. 2011a). Dit aspect van agrarisch natuurbeheer heeft in de internationale literatuur nog maar weinig aandacht gekregen.

2.2 Intensiteit van de landbouw

De intensiteit van het landgebruik is van belang omdat extensieve vormen van landbouw gekenmerkt worden door grote heterogeniteit (Benton et al. 2003) en weinig frequente verstoringen door bijvoorbeeld maaien of beweiding, pesticidegebruik of grondbewerking. In dit soort landbouwsystemen zijn veel verschillende niches beschikbaar waarin een groot aantal soorten zich kan handhaven en zijn ze in de gelegenheid zich voort te planten in de ruime tijdsintervallen tussen verstoringen.

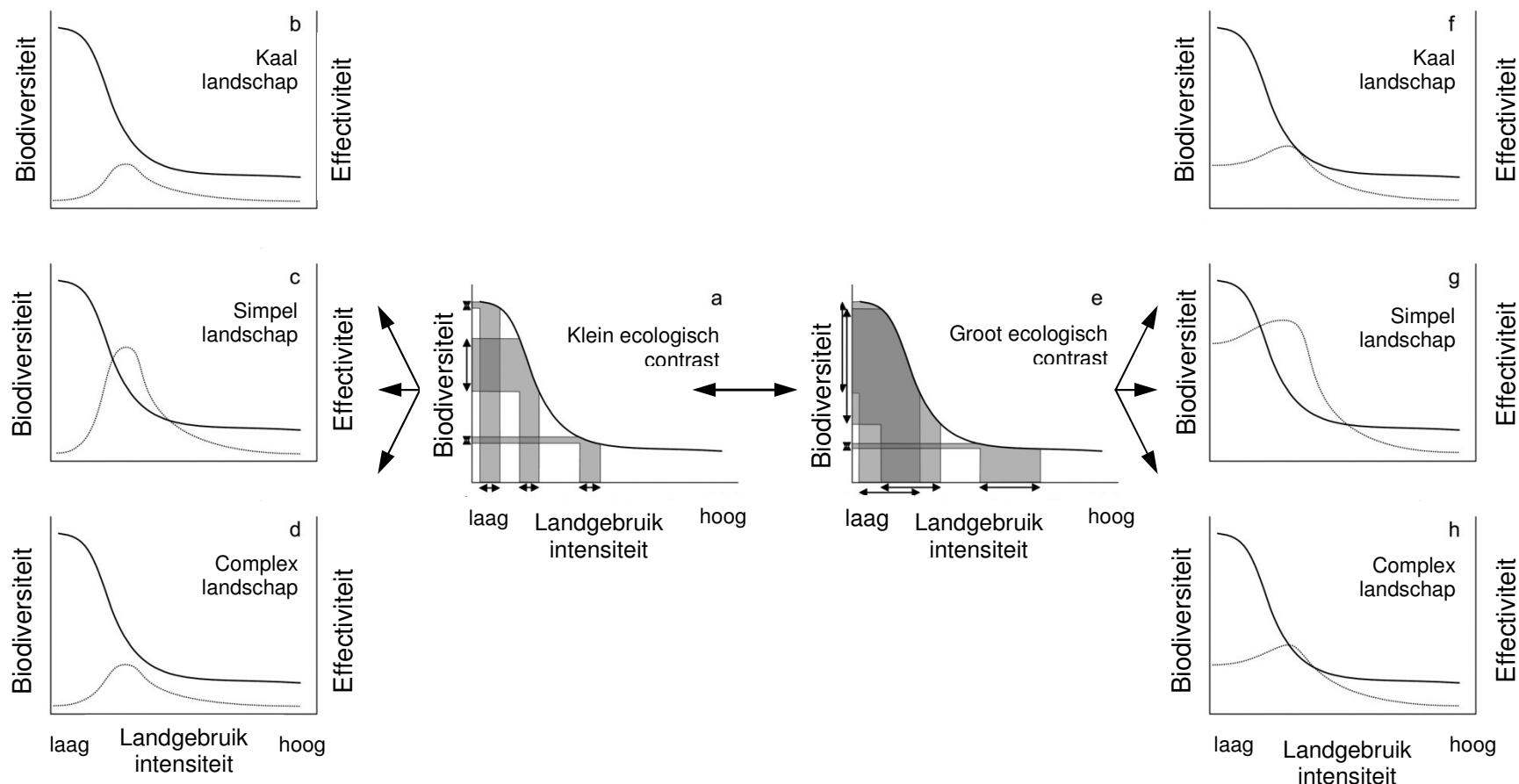
Intensivering van de landbouw gaat gepaard met toegenomen specialisatie (minder ecologische niches voor verschillende soorten), toegenomen gebruik van landbouwchemicaliën en toegenomen verstoringsfrequentie waardoor steeds minder soorten in staat zullen zijn zich voort te planten of zich zelfs maar staande te houden in de paar overgebleven hoogproductieve gewassen voordat deze (alweer) geoogst wordt (bijvoorbeeld Kruss & Tschardt 2002). Omdat landbouwkundige intensivering gepaard gaat met een veelvoud aan veranderingen in de bedrijfsvoering die vrijwel allemaal negatieve effecten hebben op natuurwaarden (bijvoorbeeld toegenomen ontwatering, bemesting, perceelvergroting, pesticidengebruik, oogstsnelheid, en effectievere zaadschoningmethoden) neemt biodiversiteit op landbouwgronden exponentieel af met toenemende intensiteit van de landbouw (Kleijn et al. 2009).

2.3 Landschapstructuur

De structuur van het landschap is van belang omdat voor veel soorten het voortbestaan afhangt van de balans tussen continue kolonisatie- en extinctieprocessen op zowel landbouwpercelen als in half-natuurlijke landschapselementen (Tschardt et al. 2005). Complexe landschappen met veel (>20%) half-natuurlijke landschapselementen en gewastypen bestaan uit een mozaïek van habitats waarin kolonisatie en extinctie van veel soorten in evenwicht is, zodat de soortenrijkdom over het algemeen hoog is. In simpele landschappen (2-20% half-natuurlijke landschapselementen) domineren landbouwpercelen en komen half-natuurlijke landschapselementen spaarzaam en geïsoleerd voor waardoor de kans op lokaal uitsterven toeneemt en de kans op kolonisatie afneemt. Hierdoor is de soortenrijkdom in grootschalige agrarische landschappen een stuk lager. Op basis van deze hypothese voorspelden Tschardt et al. (2005) dat de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer het hoogst is in relatief simpele landschappen omdat hier de soorten nog wel aanwezig zijn (wat niet het geval is in landbouwkundige woestijnen waar half-natuurlijke habitats vrijwel volledig ontbreken) en natuurwaarden op intensief beheerde landbouwpercelen niet gesubsidieerd wordt door continue instroom van soorten uit de omringende soortenrijke habitats (wat kan gebeuren in complexe landschappen).

2.4 Conceptueel kader

Figuur 1 vat de hier boven gestelde relaties samen in een conceptueel kader. Dit kader suggereert dat de potenties van agrarisch natuurbeheer om natuurwaarden te verhogen het hoogst zijn in landbouwgebieden die al relatief extensief beheerd worden omdat hier natuurvriendelijk beheer, en de daarmee gepaard gaande afname van de intensiteit van het landgebruik, resulteert in een sterkere biodiversiteitstoename dan in intensiever beheerde landschappen (Fig. 1a, e). Dit kan bijvoorbeeld worden veroorzaakt doordat in relatief extensief beheerde gebieden nog voldoende bronpopulaties aanwezig zijn van soorten om te kunnen profiteren van de verbeterde omstandigheden terwijl dat in intensief beheerde gebieden niet het geval is (Blomqvist et al. 2003a). Ook kan intensieve landbouw hebben geleid tot een verhoogde voedselrijkdom van de bodem waardoor landbouwpercelen langdurig ongeschikt blijven voor soorten die voedselarme omstandigheden nodig hebben (Bakker & Berendse 1999, Blomqvist et al. 2003b) terwijl percelen in extensief beheerde gebieden daar geen of in mindere mate last van hebben. Tenslotte zijn in tegenstelling tot in extensief beheerde gebieden in intensieve landbouwgebieden vaak maatregelen op landschapsniveau genomen die productiemaximalisatie tot doel hebben. Het gaat bijvoorbeeld om slootwaterpeil en andere factoren die de hydrologie van een gebied beïnvloeden en in sterke mate bepalen welke soorten wel of niet voor kunnen komen. Extensivering van het beheer op individuele landbouwpercelen in zo'n gebied herstelt de gunstige staat van deze randvoorwaarden niet waardoor deze percelen ongeschikt blijven voor een breed scala aan soorten. Als maatregelen maar ver genoeg gaan kunnen echter zelfs in intensief beheerde gebieden goede resultaten behaald worden (vergelijk Fig. 1a en e). Effecten van agrarisch natuurbeheer komen vervolgens het best tot hun recht (zijn het best meetbaar) in relatief grootschalige landschappen vanwege de eerder geschetste relaties tussen landschapsstructuur en effecten van extensiveringsmaatregelen (Fig. 1b-d, f-h).



Figuur 1. Biodiversiteit is niet lineair gerelateerd aan de intensiteit van het landgebruik (Kleijn et al. 2009). Een bepaalde mate van extensivering leidt daarom in potentie tot grotere effecten in extensief beheerde gebieden dan in intensief beheerde gebieden (paneel a, e). Verdere extensivering van het landgebruik in gebieden die al zeer extensief beheerd worden zal vervolgens weer weinig biodiversiteitswinst opleveren (Batáry et al. 2010).

Het effect van natuurbeheer hangt ook af van de mate waarin ze de kwaliteit van de leefomgeving van de doelsoorten verbeteren. Dit kan beschouwd worden als het ecologisch contrast dat met het beheer wordt gecreëerd tussen percelen met gangbare landbouw en percelen met agrarisch natuurbeheer (vergelijk paneel a met e).

Tenslotte wordt de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer beïnvloed door de landschappelijke context waarin de maatregelen genomen worden (panelen b-d, f-h). Natuurbeheer heeft grotere effecten in landschappelijk simpele gebieden dan in complexe landschappen. Dit komt bijvoorbeeld omdat in complexe, soortenrijke landschappen soorten uit het omringende landschap ook aangetroffen kunnen worden op intensief beheerde percelen. Dit kan verschillen in habitatkwaliteit en soortenrijkdom verhullen. Op vergelijkbare wijze kan natuurbeheer in kale landschappen minder effectief zijn omdat hier bronpopulaties afwezig zijn zodat percelen niet gekoloniseerd kunnen worden zelfs al zijn de omstandigheden geschikt voor soorten. Bron: Kleijn et al. 2011a.

2.5 Soortenrijkdom versus zeldzame soorten

Vrijwel alle studies die gaan over de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer meten effectiviteit af in termen van soortenrijkdom. Uit oogpunt van natuurbeheer zijn niet alle soorten echter even belangrijk. De meest gangbare vormen van agrarisch natuurbeheer in Europa richten zich op reguliere landbouwgebieden. In dit soort gebieden komen nauwelijks nog zeldzame of bedreigde soorten voor (Kleijn et al. 2006) en uit oogpunt van bescherming van kwetsbare soorten van het agrarische landschap is deze invulling van agrarisch natuurbeheer weinig effectief. Als gekeken wordt naar het gemiddeld effect van agrarisch natuurbeheer zoals dat uit een reeks van studies in geheel Europa naar voren komt, blijkt agrarisch natuurbeheer wel te leiden tot een positief effect op de algemene soorten (Batarey et al. 2011). Steeds meer studies tonen aan dat biodiversiteit een functionele bijdrage levert aan de landbouw en het zijn vooral de meest algemene soorten die de grootste bijdrage leveren aan deze zogenaamde ecosysteem diensten (Vázquez et al. 2005, Madjidan et al. 2008). Agrarisch Natuurbeheer dat succesvol de talrijkheid van dergelijke algemene soorten verhoogt zou dus de ecosysteemdiensten geleverd door wilde soorten kunnen verhogen en daarmee indirect de landbouw diensten bewijzen. Het onderscheid tussen deze twee belangrijke aspecten van agrarisch natuurbeheer wordt zelden expliciet gemaakt. Tegelijkertijd lijkt het aan de basis te liggen van de recente internationale discussie over de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer. Criticasters van agrarisch natuurbeheer beargumenteren dat verreweg de meeste soorten lagere populatiedichtheden hebben op boerenland dan in reservaten zodat het effectiever is om landbouw en natuur volledig te scheiden (Phalan et al. 2011). Het gaat hierbij echter vooral over (zeldzame) soorten die niet aangepast zijn aan agrarische landschappen. Voorstanders van natuurbeheer in agrarische landschappen benadrukken juist het belang van biodiversiteit voor (een minder van externe inputs afhankelijke) landbouw (Tschardt et al. 2012). In werkelijkheid verschilt de meest effectieve wijze van natuurbeheer dus waarschijnlijk met het type natuur dat beschermd moet worden en is het goed om het specifieke doel van natuurbescherming scherp voor ogen te houden in discussies over effectiviteit.

3 De effectiviteit van agrarisch natuurbeheer in Nederland

In tegenstelling tot veel andere landen in Europa, waar agrarisch natuurbeheer zich richt op milieu aspecten of tegengaan van de leegloop van het platteland (Kleijn & Sutherland 2003) is agrarisch natuurbeheer in Nederland sterk gericht op het behoud van natuurwaarden in het agrarisch landschap. Hoewel nooit specifieke doelstellingen zijn geformuleerd wat agrarisch natuurbeheer in Nederland zou moeten bereiken was van begin af aan duidelijk dat het behoud van vooral weidevogels en hogere planten een belangrijk doel was (zie bijvoorbeeld Buker et al. 1984, Sprangers et al. 1989). Hoewel de laatste jaren ook opvanggebieden voor overwinterende ganzen, faunaranden en (op provinciaal niveau) hamsterakkers gefinancierd worden via agrarisch natuurbeheer ligt het zwaartepunt qua oppervlakten en budget momenteel nog steeds bij beheerpakketten met botanische en weidevogeldoelstellingen. Er is sinds 2000 behoorlijk veel onderzoek verricht naar de ecologische effecten van de agrarisch natuurbeheer in Nederland. Dit onderzoek richtte zich vooral op effecten op de weidevogels (en dan met name de Grutto *Limosa limosa*) en de vegetatie. In iets mindere mate zijn ook de effecten bekend op enkele groepen ongewervelden meegenomen en de Hamster. Hieronder wordt per soortengroep een overzicht gegeven van de effectiviteit van de maatregelen

3.1 Weidevogels

Het leeuwendeel van het onderzoek naar de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer in Nederland heeft zich gericht op weidevogels. Weidevogels zijn bijzonder karakteristiek voor Nederland en Nederland heeft een grote internationale verantwoordelijkheid voor het behoud van deze groep vogels. Van Grutto en Scholte *Haematopus ostralegus* broedt meer dan 25% in Nederland terwijl van de Kievit *Vanellus vanellus* meer dan 10% van de Europese broedpopulatie in Nederland broedt (Verhulst 2007). Slechts weinig andere soorten zijn zo sterk van ons land afhankelijk voor hun voortbestaan. Agrarisch weidevogelbeheer in Nederland bestaat voornamelijk uit een tweetal type maatregelen.

Ten eerste is er bescherming van weidevogellegfels tegen maaiactiviteiten door nestmarkering of tegen beweiding door het plaatsen van nestbeschermers. In 2008 vond op 357.000 ha nestbescherming plaats waarvan op 118.000 ha met een beheervergoeding via de Subsidieregeling

Agrarisch Natuurbeheer (SAN; Van Paassen & Teunissen 2010). Bescherming van legsels bij een bepaalde agrarische activiteit leidt altijd tot een verbetering van het uitkomstsucces in vergelijking tot niet beschermen. Maar als legsels na de beschermingshandeling tijdens de broedfase nog worden bezocht kan het positieve effect van de bescherming door een zogenaamd 'bezoek-effect' teniet worden gedaan. Dit geldt vooral voor bescherming tegen vertrapping door vee en bemesting met kunstmest. Verliezen door maaien of mestinjectie zijn dusdanig groot zonder bescherming dat het beschermen van die legsels en vervolgens het legsel nog regelmatig controleren nog altijd een beter uitkomstsucces oplevert dan niet beschermen (Goedhart et al. 2010).

Het resterende oppervlak van 27.500 ha betrof beheerovereenkomsten voor uitgesteld maaien tot 23 mei of 1, 8, 15 of 22 juni. Beheerovereenkomsten voor uitgesteld maaien bestaan al zo lang als het agrarisch natuurbeheer zelf en hadden oorspronkelijk tot doel om legseloverleving te bevorderen (Beintema & Müskens 1987). De verwachting was dat uitgesteld maaien zou leiden tot hogere dichtheden weidevogelterritoria op percelen met dit type beheer omdat het succesvol uitbroeden van een legsel de broedplaatstrouw versterkt (Groen 1993). Ook keren weidevogelkuikens bij voorkeur terug naar het geboorteperceel (Groen 1993, Thompson et al. 1994, maar zie Kentie et al. 2011). Een hoger broedsucces zou dus moeten leiden tot hogere dichtheden weidevogelterritoria. Percelen met uitgesteld maaien bleken echter geen hogere dichtheden weidevogels te huisvesten en voor de Kievit werden zelfs significant lagere dichtheden vastgesteld (Kleijn et al. 2001).

In de loop van de jaren negentig werd duidelijk dat lage kuikenoverleving de belangrijkste oorzaak van de achteruitgang van de Grutto was (Schekkerman & Müskens 2000). Omdat gruttokuikens zelfstandig foerageren en voornamelijk insecten uit middelhoge vegetatie plukken (Beintema et al. 1991) werd het voornaamste doel van uitgesteld maaien nu het verhogen van de kuikenoverleving (o.a. Schekkerman et al. 2008) via het aanbieden van kuikenfoerageerhabitat (het verhogen van de overlevingskans van de eieren blijft overigens een belangrijk (bij-)effect van uitgesteld maaien; Schekkerman et al. 2008). Het foerageersucces van gruttokuikens is groter in percelen met lang gras dan in recent gemaaide of beweide percelen (Schekkerman & Beintema 2007). Vooral de aanwezigheid van grote ongewervelden is belangrijk omdat oudere kuikens de kleine prooidieren niet meer efficiënt kunnen benutten (Schekkerman & Boele 2009). Daarnaast biedt het lange gras van ongemaaide percelen ook meer dekking tegen predatoren dan het korte gras van gemaaide percelen en lopen de kuikens hier minder kans gegrepen te worden door roofdieren (Schekkerman et al. 2009). Schekkerman et al. (2008) vonden inderdaad een positief verband tussen het oppervlak lang gras (ook wel kuikenland genoemd) en kuikenoverleving maar omdat de oppervlakten lang gras in gebieden met agrarisch natuurbeheer niet verschilden van die van controlegebieden zonder lang gras kon geen positief effect van agrarisch natuurbeheer op kuikenoverleving worden vastgesteld. Ook was zelfs in gebieden met de grootste oppervlakten lang gras de kuikenoverleving over het algemeen niet voldoende om in een stabiele gruttopopulatie te resulteren (Schekkerman et al. 2008). Dit heeft vermoedelijk te maken met een combinatie van te weinig oppervlak lang gras en een lage kwaliteit van dit type vegetatie. Recent is duidelijk geworden dat de afgelopen decennia de grasgroei in het voorjaar is versneld door klimaatverandering (Kleijn et al. 2010). Boeren blijken op ongeveer hetzelfde ontwikkelingsstadium van de vegetatie te maaien. Het tijdstip waarop dat stadium bereikt wordt valt nu echter zo'n twee weken eerder dan in de jaren '80 van de vorige eeuw. Grutto's hebben hun eileg niet vervroegd en gruttokuikens komen nu gemiddeld twee dagen na de mediane maaidatum van graslanden uit terwijl dat begin jaren tachtig van de vorige eeuw nog 11 dagen ervoor was. Niet alleen lopen legsels daardoor tegenwoordig een veel grotere kans om te worden uitgemaaid (Teunissen et al. 2005), ook is er na uitkomen veel minder lang gras beschikbaar en het resterende lange gras is veel verder ontwikkeld en daardoor hoger en dichter. Hierdoor is deze vegetatie voor gruttokuikens veel minder goed doordringbaar en zitten er minder insecten in per volume vegetatie en is daardoor van minder goede kwaliteit voor de kuikens.

In een notendop komt het er op neer dat de ecologische randvoorwaarden voor weidevogels op gangbaar boerenland in Nederland zo slecht zijn dat relatief simpele aanpassingen als later maaien of nestbescherming niet meer afdoende zijn om deze soortengroep stabiel te laten voortbestaan. Dit komt niet alleen door klimaatverandering maar ook door voortschrijdende technologische ontwikkelingen in de landbouw zoals het uitbesteden van veel werkzaamheden aan loonwerkers (die niet weten waar de weidevogels nestelen), het steeds sneller en grootschaliger maaien van weidevogelgebieden, het gebruik van sleepslangbemesters, etc. Stuk voor stuk activiteiten die nadelige effecten hebben op het voortplantingssucces van weidevogels. Dit weerspiegelt zich in de landelijke populatietrends van weidevogels. Met uitzondering van enkele soorten eenden gaan alle

weidevogels achteruit. De sterkste achteruitgang is waar te nemen bij steltlopers als Watersnip *Gallinago gallinago*, Wulp *Numenius arquatus*, Kievit, Scholekster en Grutto met een jaarlijkse afname van minimaal 5% bedroeg (Van Paassen & Teunissen 2010). Agrarisch natuurbeheer dat zich niet richt op het waterpeil, de belangrijkste sturende factor van de weidevogelhabitat, zal niet het gewenste effect sorteren. Een hoog waterpeil resulteert in een hoge grondwaterstand (aanwezigheid van water in de wortelzone) welke in de kuikenperiode op zowel onbemeste als bemeste percelen zorgt voor een lagere, open vegetatie met een hoge concentratie prooidieren voor gruttkuikens (Kleijn et al. 2009b). Dit is van belang omdat weidevogelgrasland vaak flink wordt bemest om hoge dichtheden regenwormen te bewerkstelligen en daarmee de vestiging van broedparen te bevorderen (Kleijn et al. 2009a). Tegelijkertijd heeft een hoge grondwaterstand zelf een positief effect op de vestiging van met name Grutto (Kleijn et al. 2009a, Kleijn et al. 2011b). Een hoog waterpeil leidt dus tot hoge dichtheden weidevogels op de percelen met de beste omstandigheden voor de kuikens.

Veel van het onderzoek is gericht geweest op de Grutto. Andere weidevogel stellen deels andere eisen aan hun broedbiotoop. Zo foerageren kievitgezinnen bij voorkeur op (begraasde) percelen met korte vegetatie. Om het gehele palet aan weidevogels te behouden is het van belang om voor voldoende variatie in het gebied te zorgen. Ook hier speelt waterpeil een cruciale rol. Kleine hoeveelheden reliëf in percelen via waterpeil resulteert in een lappendeken van plekken met verschillende vegetatiehoogtes waar alle soorten weidevogels hun optimale habitat kunnen vinden.

3.2 Akkervogels

Beschermingsmaatregelen voor akkervogels bestaan nog niet zo lang in Nederland en concentreerden zich vooral op de open, grootschalige akkerbouwgebieden in bijvoorbeeld Groningen en Zeeland (van 't Hoff & Koks 2008, van 't Hoff 2010). Het niet oogsten van graan of vlas in randen van percelen of het niet onderploegen van de stoppels van deze gewassen leidt tot een verhoging van de dichtheden vogels in vergelijking met regulier beheerde akkerranden (Roodbergen et al. 2011). Vogels die zich voeden met bodemdieren en insecteneters kwamen niet in hogere dichtheden voor in graanranden of –stoppels. Uit onderzoek in Groningen en Zeeland, blijkt dat in het broedseizoen deze randenpakketten leiden tot een verhoging van lokale dichtheden broedende akkervogels. Verder worden ze relatief veel gebruikt door veldleeuwkouders om in te foerageren (Teunissen *et al.* in voorbereiding), maar lijkt dit niet direct te leiden tot een verbeterde overleving van de jongen. Waarom faunaranden gunstig zijn voor akkervogels is dus nog niet (volledig) duidelijk. Daarnaast is het de vraag hoeveel oppervlakte van faunaranden minimaal nodig is en welk beheer nodig is om de randen optimaal geschikt te houden voor akkervogels.

In Oost Groningen en Flevoland is een belangrijk deel van het agrarisch natuurbeheer gericht op het behoud van de Grauwe Kiekendief *Circus pygargus*. Hier worden braakranden aangelegd die extra foerageerhabitat bieden tijdens het broedseizoen. In 2010 lag in Groningen in totaal 125 ha natuurbraak (van 't Hof 2010). De nesten van Grauwe Kiekendieven zijn over het algemeen gelegen in percelen met landbouwgewassen en een essentieel deel van het beheer richt zich op het zoeken en beschermen van nesten door vrijwilligers zodat ze niet verloren gaan door landbouwkundige werkzaamheden (Trierweiler 2010). Hoewel de effectiviteit van deze maatregelen nooit formeel geanalyseerd is suggereren de positievere trends van Grauwe kiekendieven in verschillende gebieden na invoering van maatregelen ten opzichte van voor invoering dat de maatregelen een positief effect hebben op de populatieontwikkeling (Trierweiler 2010).

3.3 Vegetatie - graslanden

Botanisch beheerpakketten leggen vooral restricties op het tijdstip van maaien of verbieden het bemesten dan wel het gebruik van pesticiden op percelen. Vooral de randenpakketten waarbij het beheer uitsluitend op de buitenste meters van de percelen wordt uitgevoerd zijn populair. Uit oogpunt van effectiviteit is dit goed omdat in agrarische graslanden soortenrijke vegetatie vrijwel uitsluitend nog te vinden is langs slootkanten (Kleijn et al. 2001), vermoedelijk omdat deze extensiever beheerd worden en sterker blootstaan aan invloeden van waterpeil. Verschillende studies hebben aangetoond dat de soortenrijkdom van graslandvegetatie zich niet of nauwelijks laat beïnvloeden door agrarisch natuurbeheer (Kleijn et al. 1999, 2001, 2004, Blomqvist et al. 2009). Hooguit wordt een verdere achteruitgang van de diversiteit van toch al soortenarme vegetaties tot staan gebracht (Melman et al. 2008). Bij planten in landbouwgebieden speelt nadrukkelijk het probleem van een gebrek aan bronpopulaties. Na jaren van intensief landbouwkundig beheer zitten zaden van doelsoorten die niet al

in de vegetatie aanwezig zijn niet meer in de zaadvoorraad in de bodem (Blomqvist et al. 2003a). Bronpopulaties in natuurgebieden hebben over het algemeen een positief effect op de soortenrijkdom van de vegetatie in perceelranden, al dan niet met agrarisch natuurbeheer (Leng et al. 2009, 2010). Deze effecten zijn ruimtelijk echter zeer beperkt en reiken over het algemeen niet verder dan enkele honderden meters voorbij de grens van een reservaat (Leng et al. 2009, Kohler et al. 2008). Het positieve effect van agrarisch natuurbeheer dat in sommige studies werd gevonden was dan ook vooral beperkt tot perceelranden gelegen binnen 200 m van een natuurreservaat (Leng et al. 2009). Afgezien van een verdwaald exemplaar in de onmiddellijke omgeving van reservaten (bijv. Moeraskartelblad *Pedicularis palustris*; Leng et al. 2009) komen er in graslanden met agrarisch natuurbeheer geen Rode Lijst soorten voor (Kleijn et al. 2004, Leng et al. 2009). Rode lijsten geven aan welke soorten kwetsbaar zijn omdat ze ofwel zeldzaam zijn of nog algemeen zijn maar hard achteruit gaan. Het botanisch beheer richt zich door de bank genomen dus op algemene soorten die er aantrekkelijk uitzien zoals Gele lis *Iris pseudacorus*, Moerasrolklaver *Lotus uliginosus* en Echte koekoeksbloem *Lychnis flos-cuculi*. Ook dit soort algemene hooilandsoorten laten zich echter door agrarisch natuurbeheer niet bevorderen (Kleijn et al. 2004).

In perceelranden van landbouwkundige graslanden zijn het vooral de laag-blijvende soorten die slecht om licht kunnen concurreren die achteruitgaan (Blomqvist et al. 2003b). Jarenlange intensieve bemesting leidt in graslanden tot dominantie van enkele hoogproductieve soorten en een verlaging van de soortenrijkdom (Kleijn et al. 2009). Het zorgt echter ook voor een bodem die door het jarenlange landbouwkundige beheer uitermate voedselrijk is. Het vermogen van dit soort bodems om nutriënten na te leveren is groot waardoor ook na jaren van verschrallend agrarisch natuurbeheer de bodem nog steeds voedselrijk is. Zeldzame graslandsoorten zijn over het algemeen soorten die aan voedselarme omstandigheden zijn aangepast waardoor de kans klein is dat zonder inrichtingsbeheer (bijvoorbeeld afgraven van slootkanten) zich zeldzame soorten zullen vestigen of soortenrijke vegetaties zullen ontwikkelen.

3.4 Vegetatie - akkers

Tegenwoordig worden ook steeds vaker in het kader van agrarisch natuurbeheer stroken ingezaaid in randen van akkers. Uit experimenteel onderzoek blijkt dat dit (logischerwijs) leidt tot een sterke toename van de soortenrijkdom vergeleken met het geteelde gewas. Daarnaast blijkt het effect op de biodiversiteit af te hangen van of en welk mengsel wordt ingezaaid en hoe lang verschrallingsbeheer wordt voortgezet (Kleijn et al. 1998, Musters et al. 2009). Omdat het hier om experimenten ging kunnen deze studies niet gezien worden als een test van de effectiviteit van deze vorm van agrarisch natuurbeheer. Het effect van agrarisch natuurbeheer wordt in sterke mate bepaald door hoe een boer het beheer in zijn reguliere bedrijfsvoering inpast. Vaak worden daardoor in de praktijk voor biodiversiteit suboptimale beheerkeuzen gemaakt die in experimenten vermeden worden. Hoewel dus niet experimenteel getoetst mag ervan worden uitgegaan dat de aanleg van akkerrandvegetatie zal leiden tot een sterke toename van de biodiversiteit. Daarbij gaat het net als in de graslanden uitsluitend om (zeer) algemene soorten (Kleijn et al. 1997).

3.5 Ongewervelden

Tot voor kort behoorden ongewervelden niet tot de soortengroepen die met behulp van agrarisch natuurbeheer bevorderd dienden te worden. Desondanks is in het kader van biodiversiteitsonderzoek het effect van agrarisch natuurbeheer op verschillende groepen ongewervelden een aantal keer onderzocht. Het gaat daarbij dus om bijeffecten op insecten en spinnen van beheer gericht op de vegetatie of weidevogels. De uitkomsten zijn wisselend. Kleijn et al. (1999) en Kleijn et al. (2006) vonden geen positieve effecten van agrarisch natuurbeheer op vlinders, zweefvliegen, bijen, loopkevers, sprinkhanen of spinnen. Kleijn et al. (2001, 2004) vonden daarentegen significant hogere aantallen wilde bijen en zweefvliegen op percelen met agrarisch natuurbeheer in vergelijking met gangbaar beheerde percelen. Daarbij moet wel opgemerkt worden dat de soortenrijkdom in alle gevallen bijzonder laag was en uitsluitend algemene soorten werden aangetroffen.

3.6 Hamster

De Hamster komt in Nederland uitsluitend voor in Limburgse akkers op lössgrond ten zuiden van Roermond. In 1999 was de soort in Limburg vrijwel uitgestorven. In 2000 werd het beschermingsplan Hamster van kracht en werd met de laatste in het wild gevangen Limburgse Hamsters een

fokprogramma opgezet. Het nageslacht van deze dieren werd uitgezet in leefgebieden met hamstervriendelijk akkerbeheer (Kuiters et al. 2011). In de periode 2002-2009 zijn in dit soort gebieden meer dan 750 Hamsters uitgezet. Hamstervriendelijk beheer werd zowel op reservaatgronden als op landbouwgronden uitgevoerd, in het laatste geval met behulp van beheersovereenkomsten. In 2012 werd hamstervriendelijk beheer uitgevoerd op 320 ha boerenland en op 125 ha reservaatgrond (G. Müskens, persoonlijke mededelingen). Vanwege het feit dat Hamsters uitsluitend kunnen overleven in leefgebieden met (voldoende) hamstervriendelijk beheer is een vergelijking met gebieden met enkel regulier beheerd boerenland niet zinvol. Vanaf halverwege de jaren negentig was al een hamstervriendelijk beheerpakket beschikbaar voor agrariërs, maar het animo voor het afsluiten van dit pakket was laag (minder dan 30 ha verspreid door Limburg) en het pakket leidde niet tot een toename van de aantallen Hamsters. Bij de start van de herintroducties in 2002 zijn nieuwe beheersvoorschriften bedacht (voor zowel reservaatgronden als agrarisch natuurbeheer), waarbij beheersvoorschriften direct werden aangepast op basis van de resultaten uit het begeleidende onderzoek- en monitoringsprogramma. Dit leidde ertoe dat de hamsterpopulatie van nul burchten in 2002 kon toenemen tot 1200 burchten in het najaar van 2007 (La Haye et al. 2010, Kuiters et al. 2011). Dit staat in schril contrast met de negatieve trend in de decennia voorafgaande aan het onderzoeks- en herintroductieprogramma in 2002. Onderscheid tussen de bijdrage van percelen met agrarisch natuurbeheer en percelen met reservaatbeheer is nooit gemaakt, omdat de beheersvoorschriften voor beide vormen van hamstervriendelijk beheer min of meer hetzelfde zijn. In de praktijk blijken natuurbeheerders echter geen mest en herbiciden te (willen) gebruiken, waardoor na enkele jaren de kwaliteit van de percelen in reservaten achteruit gaat en de Hamster lokaal weer verdwijnt of gevoelig in aantal afneemt. Het hamstervriendelijk beheer bij agrariërs ondervindt soortgelijke problemen, waarbij vooral het tijdig zaaien van het gewas en het oogsten van het gewas op verkeerde momenten in het jaar de belangrijkste knelpunten zijn (M. La Haye, Persoonlijke mededelingen). Na 2007 namen de aantallen belopen burchten weer af. De populatiedynamiek van de Limburgse Hamster lijkt sterk te worden gestuurd door de mate waarin het beheer de Hamsters in het voorjaar dekking biedt tegen predatie en het aanbod voor predatoren van alternatieve prooien in de vorm van veldmuizen (La Haye et al. 2010, Kuiters et al. 2011). Bij de kortlevende Hamsters leidt een hoge predatie in het voorjaar tot een sterke reductie van het reproductiepotentieel en daarmee tot sterk verlaagde aantallen in het jaar er op. De effectiviteit van deze vorm van agrarisch natuurbeheer hangt daarmee sterk af van mogelijkheden om het beheer optimaal toe te snijden op de eisen van de Hamster en een voldoende aanbod van hamstervriendelijk beheer in een leefgebied.

3.7 Link conceptueel model

De Nederlandse landbouw behoort tot de meest intensieve ter wereld (Giampietro et al. 1999). In het kader van het conceptuele model van factoren die de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer beïnvloeden (Fig. 1) bevindt de Nederlandse landbouw zich in het zeer intensieve deel van de range in landgebruik. Dat suggereert dat maatregelen tot een zeer sterke reductie in landgebruik moeten leiden om in een significante verbetering van de habitatkwaliteit te resulteren. Dit kan verklaren waarom bepaalde typen agrarisch natuurbeheer in Nederland weinig succesvol zijn geweest en anderen meer resultaat hebben opgeleverd. Weidevogelpakketten hebben over het algemeen weinig positieve effecten gehad. Weidevogelpakketten schrijven nestbescherming of uitstel van eerste maai- of weidedatum voor. Omdat de percelen sterk ontwaterd zijn, de rest van het jaar intensief bemest en beweide worden en de omliggende (delen van) percelen ook in de broedperiode van de weidevogels intensief worden beheerd leiden deze maatregelen nauwelijks tot een reductie van de landgebruiksintensiteit of een verbetering van de habitatkwaliteit. Om vergelijkbare redenen zijn botanische hooiland of weilandpakketten ook nauwelijks effectief. Maatregelen zoals ophouden met bemesten, later maaien of het niet opbrengen van slootbagger leiden niet tot een dusdanige verbetering van de habitat dat deze voldoet aan de ecologische randvoorwaarden van typische hooilandsoorten. Voor botanisch beheer speelt de landschapsstructuur ook een belangrijke rol. In veel gebieden zijn nog maar weinig half-natuurlijke landschapselementen aanwezig en het restant is vaak van dusdanig slechte kwaliteit dat ze geen populaties van hooilandsoorten bevatten die niet al in de randen van boerengrasland staan. Zelfs als de omgevingsfactoren geschikt zouden zijn, zullen nieuwe soorten de percelen met agrarisch natuurbeheer niet meer zelfstandig kunnen bereiken.

De maatregelen die over het algemeen op (delen van) akkers genomen worden voor vogels zijn veel ingrijpender. Over het algemeen wordt landbouwgrond tijdelijk uit productie genomen wat de voedselvoorziening voor veel soorten significant verbetert en/of nestgelegenheid biedt. Voor bijen, zweefvliegen en vlinders praten we bijvoorbeeld over het onderscheid tussen geen of wel bloemen

aanwezig. In termen van het conceptuele kader in Fig. 1, leiden maatregelen op akkers tot een dusdanige reductie van de intensiteit van de landbouw (op delen van het oppervlak) dat over het algemeen duidelijk positieve effecten van deze maatregelen zichtbaar zijn. Het gaat daarbij wel vrijwel altijd om algemene soorten, vermoedelijk omdat het omringende landschap intensief beheerd blijft en daarmee ongeschikt is voor de meeste soorten.

4 Kosteneffectiviteit

In algemene zin kan worden gesteld dat de ecologische kosteneffectiviteit van natuurbeheer afhangt van een aantal factoren:

- a. De kosten die met dit beheer gemoeid zijn.
- b. Het aantal soorten of de omvang van populaties die aan het beheer worden blootgesteld.
- c. De effectiviteit van het beheer (leidt het beheer bijvoorbeeld tot toenemende, stabiele of afnemende populaties).

Als verschillende soorten met elkaar vergeleken worden is ook nog van belang:

- d. De mate van zeldzaamheid van de soorten die aan het beheer worden bloot gesteld.

Bij een beoordeling van de kosteneffectiviteit van agrarisch natuurbeheer is het interessant om te kijken hoe efficiënt deze vorm van natuurbeheer is ten opzichte van alternatieve vormen van natuurbeheer. Aangezien er, voor zover bekend, geen gegevens beschikbaar zijn over de ecologische effectiviteit van particulier natuurbeheer is vooral de vergelijking met regulier natuurbeheer interessant. Een vergelijking van verschillende vormen van natuurbeheer is een moeilijk aspect omdat er nauwelijks gegevens beschikbaar zijn die het berekenen van de kosteneffectiviteit mogelijk maken. Goede overzichten welk deel van nationale populaties zich ophouden binnen en buiten reservaten ophouden ontbreken. Daarnaast is een vergelijking tussen natuurbeheer door terreinbeherende organisaties en agrarisch natuurbeheer in zekere zin appels met peren vergelijken. In theorie valt uit rekenen hoeveel het beheer van een hectare blauwgrasland of een hectare weidevogelgrasland op boerenland kost. Een Vlozegge *Carex pulicaris* is echter iets wezenlijks anders dan een Scholekster en de aanwezigheid van beide soorten is (nog) niet in geld uit te drukken. In deze sectie wordt daarom een kwalitatief en soms semi-kwantitatief oordeel gegeven over de kosteneffectiviteit van agrarisch natuurbeheer op basis van het beschikbare materiaal over de hierboven genoemde vier factoren.

4.1 Kosten

In 2005 bedroegen de kosten voor natuurbeheer via de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer (SAN) € 42.1 miljoen, terwijl via de terreinbeherende organisaties € 48.8 miljoen aan natuurbeheer werd uitgegeven (kosten voor beheer van Staatsbosbeheer en de Subsidieregeling Natuurbeheer; MNP 2007). Dit zijn de kosten voor het beheer waarbij geen rekening wordt gehouden met verschillen in oppervlak waarop dit beheer wordt uitgevoerd. Ook zijn in deze getallen de kosten van verwerving en inrichting van gronden niet meegenomen. Boers & Luit (2005) berekenen voor 2004 dat de kosten voor beheer via agrarisch natuurbeheer ongeveer €800 ha⁻¹ beslaan. Deze bestaan volledig uit beheerkosten. De kosten voor beheer via Staatsbosbeheer bedroegen € 1769 ha⁻¹ waarvan € 402 ha⁻¹ voor beheer en € 1367 ha⁻¹ voor verwerving en inrichting. De kosten voor beheer via de overige terreinbeherende organisaties bedroegen €1728 ha⁻¹ (€ 361 ha⁻¹ beheer en € 1367 ha⁻¹ verwerving en inrichting). Volgens deze berekening bedragen de kosten van agrarisch natuurbeheer gemiddeld over alle natuurdoeltypen dus 46% van de kosten van reservaatbeheer.

Bovenstaande vergelijkingen gaan mank doordat de kosten van het beheer van trilvenen, vochtige heiden of bos wordt vergeleken met kosten van het beheer gericht op Hamsters, weidevogels en hooilandsoorten. Een eerlijkere vergelijking kan gemaakt worden door de kosten te vergelijken die gemaakt worden voor weidevogelbeheer op boerenland en in reservaten. In 2007 en 2008 werd in Nederland jaarlijks 25 miljoen euro besteed aan weidevogelbeheer en -bescherming. Hiervan ging een kleine 21 miljoen naar verschillende vormen van agrarisch natuurbeheer of naar activiteiten die daarmee geassocieerd zijn (coördinatie vrijwilligers) en ruim 4 miljoen naar beheer van weidevogelreservaten (Van Paassen & Teunissen 2010). Agrarisch natuurbeheer gericht op weidevogels wordt over een veel groter oppervlak uitgevoerd. Per hectare kost weidevogelbeheer op boerenland €500 en in reservaten €2030 als verwerving en inrichting worden meegenomen in de berekeningen (prijspeil 2005, van Egmond & de Koeijer 2006). Bij het weidevogelbeheer gaat het dan om een weidevogelpakket met uitgestelde maaidatum tot 22 juni. Dit is een van de zwaarste en

duurste weidevogelpakketten die het best met reservaatbeheer te vergelijken is. Als uitsluitend de beheerkosten worden beschouwd is agrarisch natuurbeheer echter 25% duurder dan reservaatbeheer (€500 respectievelijk €400, van Egmond & de Koeijer 2006).

4.2 Populatieomvang bij verschillende typen beheer

Er zijn op dit moment geen studies bekend die de landelijke verspreiding van soorten over verschillend beheerd gebied (geen natuurbeheer, agrarisch natuurbeheer, reservaatbeheer) vergelijken. Wel hebben eerdere studies duidelijk gemaakt dat de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied, inclusief gebieden met agrarisch natuurbeheer, veel lager is dan in de natuurgebieden in reservaten (De Knecht et al. 2010).

Weidevogels (met name de Grutto) zijn een relatief goed bestudeerde soortengroep die zowel op percelen van terreinbeherende organisaties voorkomen als in percelen met agrarisch natuurbeheer. Landelijk gezien lijken er net iets meer weidevogels in reservaten te broeden dan op boerenland met agrarisch natuurbeheer (PBL 2009). De populatietrend van weidevogels op percelen met agrarisch natuurbeheer verschilt significant van die van weidevogels in reservaten (van Egmond & de Koeijer 2006). Waar weidevogels gemiddeld toenemen in reservaten nemen ze gemiddeld af in gebieden met agrarisch natuurbeheer. Het oppervlak met weidevogelreservaat is veel kleiner dan het oppervlak met weidevogelpakketten (Van Paassen & Teunissen 2010). De dichtheden weidevogels zijn daarmee dus veel hoger op reservaatpercelen dan op percelen met agrarisch natuurbeheer. Dit wordt bevestigd door het feit dat de dichtheden weidevogels op land met agrarisch natuurbeheer over het algemeen niet verschilt van dichtheden op agrarische graslanden zonder weidevogelpakketten (Kleijn et al. 2001, Verhulst et al. 2007). Als er al verschil is, is het vaak te wijten aan het feit dat boeren bij voorkeur beheerovereenkomsten afsluiten op percelen die landbouwkundig minder gunstig zijn (bijvoorbeeld een hogere grondwaterstand Kleijn & van Zuijlen 2004) of waar al veel weidevogels zitten (Breeuwer et al. 2009) en wordt het niet veroorzaakt door het beheer zelf. Tegelijkertijd zijn de dichtheden weidevogels in reservaten vaak een veelvoud van de dichtheden die op regulier boerenland wordt aangetroffen. Kentie et al. (2011) vonden bijvoorbeeld dat de dichtheid broedparen Grutto met 5 paar per 100 ha in het intensieve agrarische gebied slechts ongeveer een zesde was van dat in de natuurresevaten (31 paar per 100 ha).

4.3 Effecten beheer op populatiedynamiek

Dichtheden zijn een veel gebruikte, maar verraderlijke indicator van de effectiviteit van maatregelen omdat dichtheden op percelen met het ene type beheer kunnen worden beïnvloed door het beheer op nabijgelegen percelen ('bron'-'put' dynamiek, 'spill-over effects'; Kentie et al. 2011, Kleijn et al. 2011). Ook kunnen langlevende soorten zoals Grutto en Scholekster nog aanwezig zijn terwijl hun broedbiotoop eigenlijk al niet meer geschikt voor ze is (Kleijn et al. 2011). Natuurbeheer is pas werkelijk effectief als het leidt tot een voortplantingsniveau dat minimaal hoog genoeg is om de natuurlijke sterfte te compenseren. Over het effect van verschillende vormen van natuurbeheer op de populatiedynamiek van soorten is hoegenaamd niets bekend. Uitsluitend voor de Grutto valt een indirecte vergelijking te maken.

Kentie et al. (2011) hebben in Zuidwest Friesland het reproductief succes van de Grutto in reservaten en op regulier boerenland vergeleken. Regulier boerenland betrof percelen waarbij de belangrijkste vorm van weidevogelbeheer bestond uit nestbescherming en voorzichtigheid bij het maaien. Onder reservaten werden ook enkele percelen verstaan die beheerd werden door particulieren maar het ging in alle gevallen om extensief beheerde percelen met kruidenrijke(re) vegetaties en hogere grondwaterstanden. Het uitkomstsucces van de legfels op regulier boerenland was lager dan in reservaten (respectievelijk 32% en 54%). De kans om in de jaren na het ringen een kuiken terug te zien dat op regulier beheerd boerenland uit het ei was gekropen was ruim 10 keer zo klein als die kans voor een kuiken dat in een reservaat uit het ei was gekropen (respectievelijk 0.4% en 4.3%). Dit kan mede verklaard worden door het feit dat de conditie van kuikens op boerenland slechter was dan die van kuikens in reservaten. Een slechtere conditie leidt over het algemeen tot een lagere overleving van gruttokuikens (Scheekerman & Boele 2009). In vergelijking met reservaten, bevat boerenland over het algemeen minder van de grote prooidieren die voor gruttokuikens essentieel zijn om hun conditie op peil te houden (Scheekerman & Boele 2009). De overleving van de volwassen Grutto's die op intensief boerenland broedden verschilde niet significant van die van in reservaten broedende

Grutto's, maar was wel altijd iets lager. Alles bij elkaar konden Kentie et al. (2011) berekenen dat de kans dat een in intensief boerenland gelegd grutto-ei een volwassen Grutto oplevert bijna een factor 17 kleiner was dan diezelfde kans voor een in een reservaat gelegd ei. Vervolgens konden ze berekenen dat het voortplantingssucces van de Grutto in de reservaten slechts in sommige jaren voldoende was om hier tot een stabiele populatie te leiden. Op het reguliere boerenland was het voortplantingssucces in alle jaren onvoldoende om tot een stabiele populatie te leiden.

Schekkerman et al. (2008) vergeleken het reproductief succes van de Grutto in gebieden met agrarisch natuurbeheer (zogenaamd mozaïekbeheer) en regulier boerenland. Legseloverleving was significant hoger in gebieden met agrarisch natuurbeheer dan in regulier boerenland (respectievelijk 50% en 34%). Kuikenoverleving verschilde niet tussen beide vormen van beheer (beiden 11%). Reproductief succes (aantal vliegvlugge kuikens per broedpaar) was 75% hoger in gebieden met agrarisch natuurbeheer (respectievelijk 0.28 en 0.16, verschil net niet statistisch significant). In deze studie is de kans op terugkeer van de vliegvlugge kuikens niet bepaald. Het reproductief succes dat nodig is om tot te compenseren voor mortaliteit is 0.6 (Schekkerman et al. 2008). Dit betekent dat, hoewel Grutto's in gebieden met agrarisch natuurbeheer wat succesvoller lijken te zijn dan in regulier boerenland, ze bij lange na niet genoeg kuikens grootbrengen om tot stabiele populaties te leiden.

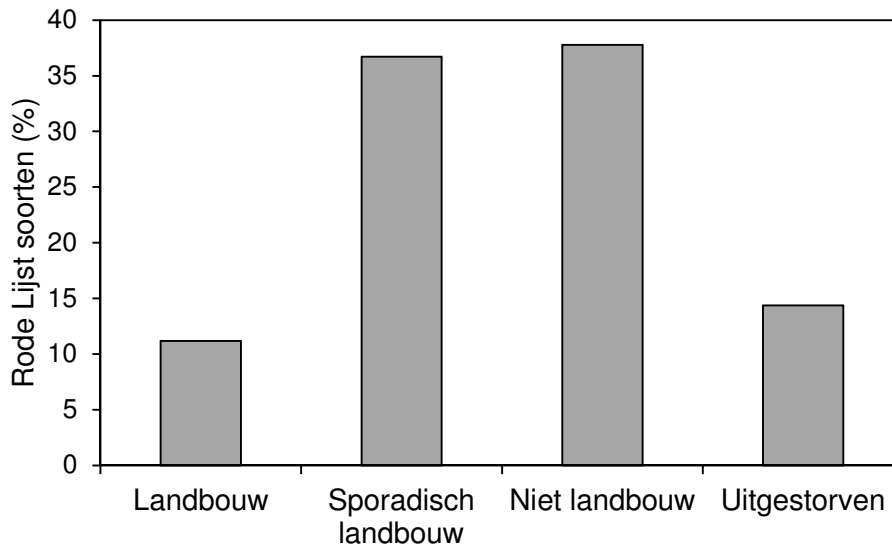
4.4 Zeldzame of bedreigde soorten

Het is wenselijk dat de beperkte financiële middelen die beschikbaar zijn voor natuurbeheer besteed worden aan soorten die zeldzaam zijn of achteruitgaan. Het is weinig efficiënt om geld voor natuurbeheer te besteden aan soorten die zich ook zonder dit beheer prima in stand kunnen houden. In Nederland zijn voor 17 soortengroepen Rode Lijsten opgesteld die weergeven welke soorten (ernstig) achteruitgaan of in hun voortbestaan worden bedreigd. Het percentage van de Rode Lijst-soorten dat door verschillende vormen van natuurbeheer wordt bereikt geeft (ook) een indicatie van de effectiviteit. Voor veel van de Rode Lijsten bestaat geen goed overzicht van de mate waarin soorten in reservaten of in het agrarisch gebied voorkomen. Van een aantal soortengroepen valt op basis van 'expert judgement' wel een inschatting te maken in hoeverre ze van reservaten dan wel boerenland afhankelijk zijn.

- Planten – 499 Rode Lijst-soorten. Van een enkele soort kan af en toe een verdwaald exemplaar worden aangetroffen op landbouwgrond. De rest is voor het voortbestaan afhankelijk van reservaten of andere half-natuurlijke landschapselementen als spoor- en wegbermen.
- Reptielen – 6 soorten. Adder *Vipera berus*, Gladde slang *Coronella austriaca*, Hazelworm *Anguis fragilis*, Muurhagedis *Podarcis muralis* en Zandhagedis *Lacerta agilis* zijn allen voor hun voortbestaan volledig afhankelijk van natuurterreinen. Uitsluitend de Ringslang *Natrix natrix* wordt ook geregeld in het agrarische gebied aangetroffen. Voor de voortplanting is deze soort echter wel aangewezen op reservaten.
- Sprinkhanen en krekels – 18 soorten. Vrijwel alle soorten zijn momenteel in hun verspreiding (grotendeels) beperkt tot reservaten. Sprinkhanen en krekelsorten op de Rode Lijst zijn veelal soorten karakteristiek voor zeer schrale habitats (Blauwvleugelsprinkhaan *Oedipoda caerulescens*; Kleine wrattenbijter *Gampsocleis glabra*) of juist zeer natte biotopen (Moerassprinkhaan *Stethophyma grossum*). Dit maakt agrarisch gebied per definitie ongeschikt voor deze soorten. Een enkele soort wordt sporadisch aangetroffen op landbouwpercelen (Veenmol *Gryllotalpa gryllotalpa*).
- Bijen – 188 soorten. Meer dan 90% van het landbouwareaal heeft bij de huidige agrarisch praktijken nagenoeg geen betekenis meer voor bijen, of het nu gaat om Rode Lijst-soorten of niet Rode Lijst-soorten (I. Raemakers, pers. mededelingen). In Kader 1 staat een inschatting van het percentage Rode Lijst bijen dat nog (af en toe) kan worden aangetroffen op landbouwgronden die om een of andere reden wat extensiever beheerd worden. De meeste Rode Lijst soorten zijn echter juist door veranderingen in de landbouw sterk achteruitgegaan. Herstel van voedselaanbod is (met speciale regelingen zoals agrarisch natuurbeheer) relatief gemakkelijk te realiseren; voor nestgelegenheid is dit veel lastiger. De meeste soorten bijen zijn grondnestelaars en nestelen op plekken met droge, schaars begroeide bodem; schaars begroeide bodems gaan niet samen met (over)bemeste grond.
- Vogels – 78 soorten. De Rode Lijst van de vogels is de uitzondering onder de Rode Lijsten in Nederland. Waar Rode Lijst-soorten van andere soortengroepen vrijwel uitsluitend voorkomen

Kader 1.

Van veel soortengroepen is onbekend of en in welke mate de Rode Lijst-soorten gebruik maken van boerenland. Hoewel harde feiten er zelden zijn, zijn er vaak wel experts die zich hebben toegelegd op de taxonomie, ecologie en verspreiding van deze soorten. Ivo Raemakers is zo'n expert op het gebied van bijen (bijv. Peters et al. 1999). Figuur 2 geeft weer welk percentage van de Nederlandse Rode Lijst-bijensoorten volgens hem (deels) op boerenland kan worden aangetroffen



Figuur 2. Het percentage bijensoorten dat op de Rode Lijst staat en dat in verschillende mate is aan te treffen op landbouwgrond. Landbouw: RL-soorten voltooien volledige levenscyclus op landbouwpercelen; Sporadisch landbouw: RL-soorten vinden voedsel of nestgelegenheid op landbouwperceel maar zijn voor andere levensbehoeften op omliggende terreinen aangewezen; Niet landbouw: RL-soorten die niets (meer) van hun gading vinden op landbouwgrond. Uitgestorven: Uitgestorven soorten (RL 0) zijn beoordeeld indien recent toch weer aangetroffen in NL.

ad Landbouw-RL soorten)

Landbouwpercelen met deze soorten zijn slechts zeer sporadisch te vinden. Zulke percelen herbergen dan vaak meerdere RL-soorten. Meestal betreft het afwijkende situaties zoals dijken of uiterwaarden, marginale percelen van 65+ boeren zonder opvolger, percelen van ecologische bedrijven (maar meestal zijn die ook ongeschikt) of percelen met subsidieregelingen voor natuur/milieu (akkerranden, hamsters, ed.)

ad Sporadisch landbouw)

Meestal betreft het situaties waarbij bijen voedsel kunnen vinden op landbouwpercelen. Vaak situaties zoals hierboven beschreven maar ook gangbare landbouw kan wat te bieden hebben (mits gelegen in wat natuurrijkere landschappen) met gewassen als koolzaad, klaver in grasland, bonen/erwten, asperges. Oude weipaaltjes (voor zover nog aanwezig) kunnen in natuurrijkere landschappen een aantrekkelijke nestgelegenheid vormen.

ad Niet landbouw)

Een groot deel van deze soorten was in het verleden juist te vinden op en bij bloemrijke, grazige landbouwkundig gebruikte percelen. Door intensivering van de landbouw zijn deze soorten op de RL beland en worden ze nu niet meer in intensief boerenland aangetroffen

ad Uitgestorven)

Soorten met RL-status die al jarenlang niet meer zijn gesignaleerd (waarschijnlijk RL 0) zijn beoordeeld op basis van 'expert judgement'.

in niet-landbouwkundige biotopen, is zo'n 60% van de vogelsoorten die op de Rode Lijst staat karakteristiek voor het boerenland. Dat wil overigens niet zeggen dat ze dan ook op regulier boerenland voorkomen. Eens algemene soorten als Kemphaan *Philomachus pugnax* of Watersnip *Gallinago gallinago* komen nu uitsluitend voor in weidevogelreservaten waar het agrarisch beheer van vroeger wordt nagebootst. Van soorten als Ringmus *Passer montanus*, Patrijs *Perdix perdix*, Grutto, Grauwe kiekendief en Tureluur *Tringa totanus* broedt wel nog een groot deel van de populatie op boerenland

4.5 Samenvatting

Als rekening gehouden wordt met verwerving en inrichting zijn de kosten gemoeid met agrarisch natuurbeheer 2-4 keer lager dan die van reservaatbeheer. Als uitsluitend het beheer beschouwd wordt zijn de kosten 25-100% hoger bij agrarisch natuurbeheer. De variatie in de schattingen heeft te maken met welke natuurdoeltypen met elkaar vergeleken worden.

De verspreiding van het overgrote deel van de Rode Lijst-soorten is beperkt tot biotopen zoals heideterreinen, hoogvenen en duinen die geen onderdeel (meer) zijn van landbouwbedrijven. Het aantal Rode Lijst-soorten dat op boerenland voorkomt en daarmee in theorie zou kunnen profiteren van agrarisch natuurbeheer bestaat uit enkele tientallen vogelsoorten en de Hamster. Van vooral mobiele soortengroepen zoals zoogdieren kunnen wel sporadisch exemplaren van Rode lijst-soorten worden aangetroffen op boerenland maar deze soorten kunnen zich niet duurzaam handhaven zonder reservaten. Ook mobielere ongewervelden worden nog wel eens aangetroffen op boerenland (Kader 1) maar slechts weinig soorten zijn in staat zich duurzaam voort te planten op boerenland zonder reservaten in de buurt. Ook van veel weide- en akkervogels die op de Rode lijst staan ligt het zwaartepunt van de verspreiding tegenwoordig in natuurreservaten.

Het reproductief succes van soorten op boerenland (met of zonder agrarisch natuurbeheer) is te laag om de populatieomvang op een stabiel peil te houden. Dit verklaart in belangrijke mate de ongeremde achteruitgang van vrijwel alle kwetsbare soorten die nu nog op regulier boerenland voorkomen. Van de weinige soorten waarvoor dit bekend is lijkt ook in reservaatgebieden het voortplantingssucces overigens maar ternauwernood hoog genoeg te zijn om tot een stabiele populatie te leiden. Dit lage voortplantingssucces lijkt mede te maken te hebben met de aanwezigheid van het aangrenzende boerenland dat de abiotische randvoorwaarden in de reservaten negatief beïnvloedt en dat kan functioneren als ecologische val voor soorten die in de reservaten broeden (Kentie et al. 2011). Dit betekent dat het veelgebruikte argument dat veel soorten weliswaar in lage dichtheden in het landbouwgebied voorkomen maar dat dit desondanks belangrijk is voor die soorten omdat het areaal landbouwgrond zo groot is, niet opgaat. Immers, veel van deze soorten komen uitsluitend nog voor in dit soort gebieden omdat ze langlevend zijn (bijvoorbeeld Grutto, Scholekster) of omdat hun populatie oorspronkelijk zo groot was dat het lang duurt voordat deze volledig is uitgestorven op boerenland (bijvoorbeeld Veldleeuwerik *Alauda arvensis*).

Samenvattend en in algemene zin kan gesteld worden dat agrarisch natuurbeheer niet kosteneffectief is. Tegen jaarlijkse beheerkosten van c. €42 miljoen bereikt agrarisch natuurbeheer enkele tientallen soorten die zeldzaam of bedreigd zijn. Per hectare profiteren slechts weinig soorten die in lage dichtheden voorkomen van het beheer. Per uitgegeven euro levert agrarisch natuurbeheer een achteruitgang in natuurwaarden op (van Egmond & de Koeijer 2006). Voor zover er positieve uitzonderingen zijn is onbekend wat de bijdrage is van agrarisch natuurbeheer ten opzichte van reservaatbeheer dat in diezelfde gebieden wordt uitgevoerd (Hamster, Grauwe Kiekendief, Grutto in de Ronde Hoep). Tenslotte wordt agrarisch natuurbeheer in bijna de helft van de gevallen niet voortgezet na beëindiging van een pakket (PBL 2009). Na beëindiging van een beheerovereenkomst is een boer vrij om het land regulier te beheren. In vrijwel alle gevallen betekent dit dat een eventuele ecologische vooruitgang die in de beheerperiode is geboekt om zeep geholpen wordt en dat de kosten die ermee gemoeid waren om niet waren.

Samenvattend en in algemene zin kan geconcludeerd worden dat reservaatbeheer wel kosteneffectief is. Tegen jaarlijkse beheerkosten van c. €49 miljoen bereikt regulier natuurbeheer vrijwel alle soorten die in Nederland op een Rode Lijst staan, *inclusief alle soorten waarop agrarisch natuurbeheer zich richt*. Vergeleken met agrarisch natuurbeheer profiteren per hectare veel soorten die in hoge dichtheden voorkomen van het beheer. Per uitgegeven euro levert reservaatbeheer een vooruitgang in natuurwaarden op (PBL 2009). Natuurbeheer door terreinbeherende instanties wordt, na beëindiging van een beheerpakket, in meer dan 80% van de gevallen voortgezet (PBL 2009).

5 Agrarisch natuurbeheer in een juridisch kader

Nederland heeft, middels het ondertekenen van internationale verdragen zoals de Vogel- en Habitatrichtlijn, verplichtingen ten aanzien van de instandhouding van soorten en hun leefgebieden. In Nederland zijn deze verplichtingen grotendeels ingevuld via de aanwijzing van Natura2000 gebieden waarin voor kwetsbare soorten is vastgelegd welke aantallen duurzaam in stand moeten worden gehouden in deze gebieden. Op deze wijze zijn de nationale verplichtingen geconcretiseerd in beheer in specifieke gebieden. Voor de belangrijkste bedreigde soorten van het boerenland zijn echter geen instandhoudingsdoelen geformuleerd in Natura2000 gebieden (o.a. VBN 2009). Het gaat hierbij eigenlijk uitsluitend over akker- en weidevogels en over de Hamster.

De Hamster staat in Annex IV van de Habitatrichtlijn en zou alleen al op grond daarvan in aanmerking komen voor bescherming via het Natura2000 netwerk maar voor deze soort zijn geen instandhoudingsdoelen via Natura2000 gebieden geformuleerd. De soorten Grutto, Scholekster en Kievit komen als broedvogel niet voor op Annex I van de Vogelrichtlijn. Overigens lijkt de Grutto, na de sterke achteruitgang van de internationale populatie, op grond van criteria in artikel 4, lid 1 van de Vogelrichtlijn, inmiddels zeker in aanmerking te komen tot opname op de Annex I-lijst (VBN 2009). Vanwege hun afwezigheid op Annex I van de Vogelrichtlijn hoeven voor deze soorten strikt genomen geen instandhoudingsdoelen voor broedvogels te worden geformuleerd, maar op grond van artikel 4, lid 2 van de Vogelrichtlijn, is dit wel mogelijk (VBN 2009). Nederland heeft hier niet voor gekozen.

Van Grutto, Scholekster en Kievit broeden naar schatting 40, 28 en 11% van de Europese broedpopulatie in Nederland (Verhulst 2007). Weinig andere soorten zijn zo afhankelijk van Nederland voor hun voortbestaan en Nederland heeft dus een grote internationale verantwoordelijkheid voor de gunstige staat van instandhouding van deze soorten. Op dit moment wordt die bescherming vooral vormgegeven middels agrarisch natuurbeheer en reservaatbeheer. Agrarisch natuurbeheer wordt op vrijwillige basis uitgevoerd en over de doelen voor reservaatbeheer wordt door de afzonderlijke terreinbeherende organisaties besloten. Weidevogelbeheer in reservaten is moeilijk doordat in het moderne agrarische landschap vele factoren het reproductief succes van deze soorten negatief beïnvloeden (predatie, verruiging, toegenomen recreatiedruk, tegenstrijdige belangen met de omringende landbouwers, klimaatverandering, woningbouw, aanleg infrastructuur; Reijnen et al. 1996, Teunissen et al. 2005, Holm & Laursen 2010, Kleijn et al. 2010). Het behoud van optimaal weidevogelbiotoop in reservaten vereist jaar-rond intensief beheer wat hoge kosten per hectare met zich meebrengt.

Door recente bezuinigingen op natuurbeheer staan terreinbeherende organisaties onder druk dure vormen van natuurbeheer die weinig resultaat op leveren te verruilen voor goedkopere vormen van natuurbeheer waarbij resultaten gemakkelijker te halen zijn (bijv. moerasnatuur of procesnatuur). Het staat natuurbeschermingsorganisaties op dit moment vrij om natuurdoelen te veranderen net zoals het boeren die deelnemen aan agrarisch natuurbeheer vrij staat om na afloop van de contractperiode van een weidevogelpakket deze niet meer te verlengen. Weidevogels dreigen daarmee tussen het wal en het schip te vallen. Nederland heeft altijd zwaar ingezet op agrarisch natuurbeheer als middel om weidevogelpopulaties duurzaam te beheren maar dit heeft de achteruitgang van weidevogels niet tot staan gebracht. De belangrijkste bolwerken van weidevogels bevinden zich momenteel in natuurreservaten. Hier wordt hun broedhabitat tegen hoge kosten en met wisselend succes in stand gehouden bij de gratie van de inzet van de terreinbeherende organisaties. Eenzelfde situatie doet zich voor bij de Hamster, met dat verschil dat de combinatie agrarisch natuurbeheer en reservaatbeheer tot nog toe wel effectief is gebleken, mede dankzij het beschermingsplan voor deze soort en het flankerend onderzoek dat hier plaats vond. Ook hier geldt echter dat het zowel boeren als de terreinbeherende organisatie vrij staat het bijltje er bij neer te gooien. Als dat gebeurt zal de soort binnen enkele jaren opnieuw uitsterven.

De verantwoordelijkheid voor natuurbeheer is recent overgegaan van het Rijk naar de provincies. Was in het verleden de regio over het behoud van weidevogels in Nederland al ver te zoeken; dit wordt na decentralisatie van het natuurbeheer alleen maar moeilijker. Daar komt bij dat het Rijk verantwoordelijk blijft voor de internationale instandhoudingsverplichtingen, zeker voor soorten die buiten de Natura2000 gebieden vallen. Op dit moment zijn er weinig aanwijzingen dat Nederland in staat is te voldoen aan de door de Vogelrichtlijn opgelegde verplichting de instandhouding van in het wild levende vogelsoorten te garanderen. In het verleden zijn in vergelijkbare situaties al eerder met

succes rechtszaken aangespannen tegen landen (Case C-418/04; <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:C:2008:051:0003:0004:EN:PDF>). Door zwaar in te zetten op effectief natuurbeheer gericht op de meest kwetsbare boerenlandsoorten zou Nederland zich minder kwetsbaar kunnen maken voor dergelijke rechtszaken.

6 Aanbevelingen

Agrarisch natuurbeheer zoals dat momenteel wordt uitgevoerd is niet effectief in het beschermen van kwetsbare soorten of soortengroepen. Een mogelijke uitzondering zijn akkervogels. Waar een vergelijking mogelijk is, blijkt reservaatbeheer positievere effecten te hebben op doelsoorten en kosten-effectiever te zijn dan agrarisch natuurbeheer. Voor min of meer sedentaire soortengroepen, zoals planten en insecten, waarvan de habitatkwaliteit kleinschalig bepaald wordt en waarvan niet of nauwelijks kwetsbare soorten op boerenland voorkomen is afschaffen van agrarisch natuurbeheer zonder meer de meest kosteneffectieve optie om natuurbeheer in Nederland te verbeteren. Voor soortengroepen waarvan nog een aanzienlijk deel van de kwetsbare soorten op boerenland voorkomt en waarvan de kwaliteit van de leefomgeving sterk wordt beïnvloedt op een groter schaalniveau is dit op korte termijn echter een minder productieve strategie. Het reproductief succes van soorten als weidevogels en Hamster wordt niet alleen bepaald door de kwaliteit van het beheer maar ook door de grootte van het gebied waarin beheer wordt uitgevoerd. Veel factoren die de kwaliteit van de habitat bepalen, zoals waterpeil, predatoren en (de afwezigheid van) opgaande landschapselementen, zijn het meest effectief te manipuleren op landschapsschaal. Veel reservaten hebben een klein oppervlak. Ze zijn omringd door boerenland en worden beïnvloed door de landbouwkundige praktijken die hier worden uitgevoerd. Daarnaast is het beheer van veel reservaten met boerenlandsoorten door de natuurbeschermingsorganisaties uitbesteed aan boeren. Verwerving van deze gronden om reservaten te creëren die voldoende groot zijn vergt veel tijd. Die tijd hebben soorten als Grutto (jaarlijkse afname 5.5% per jaar; Van Paassen & Teunissen 2010), Scholekster (-7%) en Hamster (zelfs met veel agrarisch natuurbeheer sterke jaarlijkse fluctuaties in populatieomvang) niet. Agrarisch natuurbeheer zal een belangrijke rol moeten spelen bij het versterken en vergroten van de belangrijkste populatiekernen van deze doelsoorten, totdat meer permanente oplossingen zijn gevonden om de achteruitgang van deze soortengroepen tot staan te brengen. Hieronder wordt nader uitgewerkt waarom juist deze keuzes het best gemaakt kunnen worden, welke aanpassingen vereist zijn om agrarisch natuurbeheer effectiever te maken, en wat de consequenties zijn voor de 'overige' soortengroepen en gebieden. Ten slotte wordt afgesloten met een aantal concrete aanbevelingen.

6.1 *Kosteneffectief agrarisch natuurbeheer: maak keuzes*

Om agrarisch natuurbeheer (kosten)effectiever te maken is het van belang om de ecologische doelstellingen van deze vorm van natuurbeheer duidelijker vast te leggen. Nu richt agrarisch natuurbeheer zich enerzijds op het behoud van zeldzame soorten in landbouwgebieden die we uit ethische overwegingen willen behouden en zodat toekomstige generaties ook nog in eigen land van deze soorten kunnen genieten. Anderzijds richt agrarisch natuurbeheer zich nu op de bevordering van algemene diversiteit van landbouwgebieden waardoor bijvoorbeeld ecosysteemdiensten worden bevorderd en de samenleving daar economisch van kan profiteren.

Voor wat betreft de kosteneffectiviteit kan bij de doelstellingen van agrarisch natuurbeheer het best worden gekozen voor het behoud van kwetsbare en bedreigde planten en diersoorten. Uit oogpunt van natuurbehoud is het weinig efficiënt te investeren in soorten die ook zonder maatregelen niet achteruitgaan of bedreigd worden door de huidige landbouwpraktijken maar in staat zijn zich staande te houden in landbouwkundige gebieden. Uit oogpunt van natuurbehoud is het efficiënt om te investeren in soorten die zonder beschermingsmaatregelen op boerenland zullen verdwijnen (waarbij maatregelen wel effectief moeten zijn). Voor de weidevogels komt daar bij dat de internationale verantwoordelijkheid van Nederland voor de instandhouding van deze soorten er om vraagt sterk in te zetten op effectief agrarisch natuurbeheer ter ondersteuning van het reservaatbeheer dat momenteel de kurk is waar de Nederlandse weidevogelpopulaties op drijven.

De noodzaak om kritisch te kijken naar de meest effectieve inzet van de beperkte financiële middelen die beschikbaar zijn voor agrarisch natuurbeheer in Nederland wordt in de nabije toekomst vermoedelijk alleen maar groter. Agrarisch Natuurbeheer wordt in belangrijke mate meegefinancierd door de EU vanuit de zogenaamde tweede pijler van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid (GLB)

van de EU; de plattelandsonwikkeling. Een belangrijk doel van deze tweede pijler is het veiligstellen van een reeks publieke diensten die los staan van de productie van voedselgewassen en het veiligstellen van de capaciteit van de plattelandseconomie om inkomen en banen te genereren met behoud van cultuur, milieu, biodiversiteit en het erfgoed van plattelandsgebieden. Het budget voor maatregelen uit de tweede pijler van de GLB is veel kleiner dan die van de eerste pijler (gemeenschappelijke ordening van de landbouwmarkt), en staat tijdens de huidige onderhandelingen in het kader van de hervormingen van de GLB voor de periode 2014-2020 verder onder druk. Het is dus goed denkbaar dat er in de nabije toekomst minder geld voor agrarisch natuurbeheer beschikbaar wordt gesteld vanuit de EU.

6.2 Investeren in bedreigde landbouwnatuur

Kiezen voor bedreigde landbouwnatuur betekent dat gestopt moet worden met beheerpakketten die geen zeldzame of achteruitgaande soorten bereiken (bijvoorbeeld botanische pakketten in graslanden en op akkers, landschapspakketten). Het betekent ook dat het vrijkomende budget moet worden ingezet in effectieve pakketten die gericht zijn op kwetsbare soorten. Uit oogpunt van natuurbeheer leidt een dergelijke herverdeling van middelen tot een hogere kosteneffectiviteit.

Nederland is een land met een hoge bevolkingsdruk waarin vrijwel elke vierkante meter intensief wordt gebruikt. Veelal hebben gebieden meerdere functies en vaak moet natuurbehoud gecombineerd worden met landbouw of recreatie. Dit komt de effectiviteit van de maatregelen over het algemeen niet ten goede. De intensiteit van het landgebruik in Nederland vereist dat natuurbeheermaatregelen ingrijpend moeten zijn willen ze het leefgebied van soorten ver genoeg verbeteren om levensvatbare populaties van de doelsoorten duurzaam te behouden en de diversiteit van gebieden verhogen (Fig. 1, verhoging van grondwaterstand, niet oogsten van gewas, uit gebruik nemen van delen van percelen). Het betekent ook dat maatregelen op een voldoende groot oppervlak moeten worden uitgevoerd om te voorkomen dat het effect van de maatregelen verdund worden door effecten van het omliggende intensieve landgebruik. Zo vonden Kentie et al. (2011) bijvoorbeeld dat uitsluitend extensief beheerde gebieden groter dan 130 ha bronpopulaties voor de Grutto bevatte, en dat nog niet eens elk jaar (Kentie et al. 2011). Deze inzichten vormen o.a. de basis voor de kerngebieden benadering die momenteel voor weidevogels wordt ontwikkeld (Melman et al. 2008).

Het succes van de kerngebieden benadering staat of valt waarschijnlijk met de grootte en de kwaliteit van de kerngebieden. In veel van de potentieel meest geschikte kerngebieden zal de basis bestaan uit reservaten, maar deze zijn zelden groot genoeg om duurzame populaties te garanderen (Kentie et al. 2011). Vergroting van kerngebieden middels verwerving is op korte termijn weinig realistisch. De meest kosteneffectieve inzet van agrarisch natuurbeheer is daarmee de vergroting van het oppervlak effectief beheer in kerngebieden voor de bovengenoemde kwetsbare soorten. Hierbij zouden uitsluitend maatregelen voor subsidie in aanmerking moeten komen als ze bewezen effectief zijn en als ze op een locatie liggen die de kwaliteit van het kerngebied versterkt. Voor weidevogels betekent dit bijvoorbeeld dat op delen van boerenland in gebieden grenzend aan reservaten, vlak voor en gedurende de broedperiode het waterpeil moet worden opgezet. Voor de Hamster betekent dit bijvoorbeeld dat percelen vroeg in het voorjaar voldoende dekking moeten bieden en niet te vroeg geoogst moeten worden. Er zijn op dit moment een aantal gebieden die in essentie al functioneren als kerngebieden en die met succes duurzame populaties Hamsters, weidevogels en Grauwe kiekendieven in de been houden. Voor weidevogels zijn dit bijvoorbeeld de polder de Ronde Hoep, de Eempolders en in Duitsland het Dümmer-Niederung gebied. Hier wordt onder strakke regie van personen met kennis van zaken intensief samengewerkt tussen natuurbeheerders en boeren. Het succes in deze gebieden wordt mede bepaald doordat in deze gebieden flankerend onderzoek wordt verricht die de betrokkenen, via de gebiedsregisseurs, informeert welke vormen van beheer effectief zijn en welke niet (Belting & Belting 1999, Belting 2004, Trierweiler 2010, Kuiters et al. 2011). Effectief natuurbeheer is zelden in enkele administratieve regels samen te vatten. De potentiële voordelen van een kerngebiedenbenadering die wordt geflankeerd door gebiedsregiseur en ondersteunend onderzoek zijn:

- Kosten-effectievere inzet van middelen doordat maatregelen worden uitgevoerd in gebieden met de hoogste dichtheden van de doelsoorten.
- Betere mogelijkheden om gebieden optimaal in te richten voor de doelsoorten waardoor het beheer zelf (kosten)effectiever wordt.
- Het vergroten van draagkracht van de lokale bevolking omdat het grootste deel van de landeigenaren in een kerngebied betrokken wordt bij het beheer.

- Wederzijdse versterking van reservaatbeheer en agrarisch natuurbeheer, onder andere doordat agrarisch natuurbeheer de negatieve effecten van de reguliere landbouw buffert.
- Optimalisering van inpassing van verregaande maatregelen in bedrijfsvoering van landbouwers.
- Mogelijkheid om ad-hoc in te spelen op onverwachte ontwikkelingen (aanwezigheid van broedvogels of Hamsters op percelen zonder beheer), door de sturende rol van gebiedsregisseur.

6.3 Algemene biodiversiteit

Maatregelen waarvan is aangetoond dat ze uitsluitend algemene soorten bereiken kunnen nut hebben als ze deze soorten ook effectief bevorderen maar financiering van dit soort maatregelen uit middelen voor natuurbeheer is weinig efficiënt. Het belang van de bevordering van algemene soorten die zich ook zonder natuurbeheer weten te handhaven ligt vooral in de bijdrage die ze kunnen leveren aan het verduurzamen van de agrarische bedrijfsvoering (Meehan et al. 2011). Bij beheer gericht op algemene soorten ter bevordering van ecosysteem diensten als bestuiving, natuurlijke plaagbestrijding en het vrijmaken van voedingsstoffen voor het gewas heeft de boer zelf baat omdat dit kan leiden tot hogere opbrengsten of kostenbesparingen. Het ligt dus in de rede om boeren zelf te laten investeren in dit type beheer. Een dergelijke benadering van behoud van algemene natuurwaarden op boerenland kan op lange termijn ook effectiever zijn omdat boeren op deze manier worden uitgedaagd biodiversiteit te gebruiken om hun productiviteit te verhogen of om hun kosten te verlagen. Een probleem van (vrijwillige) natuurbeheermaatregelen op boerenland is dat de maatregelen vastliggen, dat boeren gevoelsmatig betaald worden om niets te doen en dat veel boeren het resultaat van de maatregelen (bijvoorbeeld meer soorten planten of dieren) niet kunnen beoordelen of niet waarderen. Bij de uitvoering van agrarisch natuurbeheer zijn boeren daarom niet in staat om hun vaardigheden te demonstreren (Burton et al. 2008; koffietafelgesprekken gaan bijvoorbeeld over hoeveel liter melk een koe produceert, niet over hoeveel kieviten er op het land broeden). Als biodiversiteit een middel wordt om insectenplagen te onderdrukken of bestuiving te bevorderen wordt het onderdeel van de bedrijfsvoering en kunnen boeren wel laten zien hoe vaardig ze zijn om biodiversiteit toe te passen om productie te verhogen of efficiënter te maken. Dit kan er toe leiden dat behoud van algemene biodiversiteit wordt geïnternaliseerd in de bedrijfsvoering waar de effectiviteit van natuurbehoud alleen maar van kan profiteren.

Het bevorderen van 'algemene biodiversiteit' kan gestimuleerd worden door hervormingen in het GLB van de EU en dan met name via de invoering van verplichte maatregelen die gekoppeld zijn aan het ontvangen van directe landbouwsubsidies (e.g. 'cross compliance'; Poláková et al. 2011). In de huidige onderhandelingen voor het GLB voor de periode 2014-2020 is sprake van invoering van 'ecological focus areas' waarbij boeren 7% van hun land moeten beheren als braak, half-natuurlijke landschapselementen, bufferstroken of bos(sages) (PBL 2011). Op het moment van schrijven is nog veel onduidelijk. Zo is het bijvoorbeeld niet duidelijk of bestaande landschapselementen op een bedrijf mogen worden meegerekend in de 7%. Het beheer van deze 'ecological focus areas' zou in Nederland primair gericht moeten worden op het bevorderen van algemene biodiversiteit om zodoende meer te kunnen profiteren van de ecosysteemdiensten die dit levert (Kremen et al. 2002, Winfree et al. 2007). Daarvoor is het echter wel nodig dat geïnvesteerd wordt in kennisontwikkeling over de bijdrage van ecosysteemdiensten voor agrarische bedrijven. Op dit moment zijn er nog te weinig concrete bewijzen van de toegevoegde economische waarde van biodiversiteit voor boeren om ze te overtuigen dat biodiversiteit een integraal onderdeel van hun bedrijfsvoering kan zijn. De kans dat boeren daarom het onderhoud van deze 7% gaan minimaliseren om zodoende kosten te besparen is groot. Dit zal echter leiden tot verruiging en maakt de kans klein dat de biodiversiteit (en bijbehorende ecosysteemdiensten) zal toenemen in het agrarisch landschap.

6.4 Conclusies

1. Als agrarisch natuurbeheer in zijn geheel zou worden afgeschaft zijn negatieve effecten op de biodiversiteit beperkt. De belangrijkste effecten zijn dat zonder agrarisch natuurbeheer de opkrabbende hamsterpopulatie in Limburg waarschijnlijk niet zal kunnen overleven. Als hamsterbeheer uitsluitend in reservaten zou worden uitgevoerd zou de hoeveelheid geschikt hamsterhabitat te klein en te versnipperd worden om een levensvatbare populatie te onderhouden. Zonder agrarisch natuurbeheer, en dan vooral zonder de hectares met

uitgestelde maai-/weidedatum zullen de populaties van weidevogels als Grutto, Kievit en Scholekster nog iets sneller achteruitgaan dan ze nu al doen. Het is daarnaast de vraag of de populaties Grauwe kiekendieven zonder agrarisch natuurbeheer op peil blijven in hun huidige bolwerk, de grootschalige Groningse akkerbouwgebieden.

2. Schaf botanische pakketten af. Er is overtuigend wetenschappelijk bewijs dat deze vorm van agrarisch natuurbeheer niet effectief is. Daarnaast komen op percelen met botanische pakketten uitsluitend algemene plantensoorten voor die zich ook zonder agrarisch natuurbeheer goed kunnen handhaven op boerenland.
3. Schaf landschapspakketten af. Instandhouding of aanleg van half-natuurlijke landschapselementen leidt weliswaar tot aantrekkelijker landschappen maar leidt zelden tot een verbetering van de leefomgeving van de meest kwetsbare soorten van het boerenland. De kans is groot dat dit type maatregelen gaat vallen onder de 'Ecological Focus Areas' van het hervormde Gemeenschappelijk Landbouwbeleid van de EU. Aanleg of instandhouding van half-natuurlijke landschapselementen kan dan verplicht gemaakt worden om in aanmerking te komen voor subsidies ('cross-compliance').
4. Effectief agrarisch natuurbeheer is uitsluitend mogelijk als dit instrument wordt ingezet in kerngebieden waarin de abiotische randvoorwaarden geschikt gemaakt worden of al geschikt zijn en waar nog hoge aantallen van de doelsoorten voorkomen. Voor weidevogels en Hamster moet agrarisch natuurbeheer ingezet worden rond reservaatgebieden met de zelfde natuurdoelen om het leefgebied van de doelsoorten op een voldoende groot oppervlak te verbeteren en zodoende voldoende kritische massa te bereiken.
5. Agrarisch natuurbeheer dient vergezeld te gaan van flankerend onderzoek en uitgevoerd te worden middels een gebiedsregisseur. De schaarse succesvolle projecten duiden op het essentiële belang van deze combinatie. De gebiedsregisseur is een onmisbare schakel tussen boeren, natuurbeheerders, onderzoekers en de overheid. Onderzoek en monitoring maken ook in de huidige vormen van agrarisch natuurbeheer onderdeel van het budget uit. De extra kosten voor de gebiedsregisseur betalen zich uit in extra effectiviteit, en extra draagkracht onder de deelnemers.
6. Akkervogels lijken gemakkelijker te bevorderen dan weidevogels of Hamsters. In Limburg is beheer gericht op akkervogels te combineren met beheer gericht op Hamsters.

Dankwoord.

Deze paper is geschreven in opdracht van de commissie Natuur en Landschap van de Raad voor de leefomgeving en infrastructuur (Rli). Ivo Raemakers maakte een inschatting van het aantal Rode Lijst-bijensoorten die op boerenland kan worden aangetroffen, waarvoor dank. Commentaar van Jaap Wiertz en Jan Bakker hielp de inhoud van het manuscript te verbeteren.

7 Literatuur

- Albrecht, M., Duelli, P., Obrist, M.K., Müller, C., Schüpbach, B., Kleijn, D. & Schmid, B. 2010. Effects of ecological compensation meadows on arthropod diversity in adjacent intensively managed grassland. *Biological Conservation* 143: 642–649.
- Bakker, J.P. & Berendse F. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution* 14: 63-68.
- Bax, I., Schippers W. & Spijksma, J. 2000. Resultaatgericht Agrarisch Natuurbeheer Landschap 17: 147-150.
- Batáry, P., Báldi, A., Sárospataki, M., Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F. & Kleijn, D. 2010. Comparing bee and insect-pollinated plant communities in intensively and extensively managed grasslands in Hungary, Netherlands and Switzerland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136: 35–39.
- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D. & Tschardtke, T. (2011) Landscape-mediated biodiversity effects of agri-environmental management – a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*. 278: 1894–1902.
- Belting, H. 2004. Wet grassland management and the protection of grassland birds at the Dümmer, Lower Saxony. *Wader Study Group Bulletin* 103: 20.
- Belting, S. & Belting, H. 1999. Zur Nahrungsökologie von Kiebitz- (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfen- (*Limosa limosa*) Küken im wiedervernässten Niedermoor-Grünland am Dümmer. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 31: 11-25.
- Bengtsson, J., Ahnstrom, J. & Weibull, A.C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261-269.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18: 182-188.
- Beintema, A.J. & Müskens G.J.D.M. 1987. Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands *Journal of Applied Ecology* 24: 743-758.
- Beintema A.J., Thissen J.B., Tensen D., Visser G.H. 1991. Feeding ecology of charadriiform chicks in agricultural grassland. *Ardea* 79: 31–44.
- Blomqvist, M.M., Bekker, R.M. & Vos, P. 2003a. Restoration of ditch bank plant species richness: The potential of the soil seed bank. *Applied Vegetation Science* 6: 179-188.
- Blomqvist, M.M., Vos, P., Klinkhamer, P.G.L. & Ter Keurs, W.J. 2003b. Declining plant species richness of grassland ditch banks - a problem of colonisation or extinction? *Biological Conservation* 109: 391-406.
- Blomqvist, M.M., Tamis, W.L.M. & de Snoo, G.R. 2009. No improvement of plant biodiversity in ditch banks after a decade of agri-environment schemes. *Basic and Applied Ecology* 10: 368-378.
- Boers, A. & Luijt, J. 2005. Uitgaven- en kosteneffect van een koerswijziging in het natuurbeleid van LNV. Rapport 6.05.20, LEI, Den Haag.
- Breeuwer, A., Berendse, F., Willems, F., Foppen, R., Teunissen, W., Schekkerman, H. & Goedhart, P. 2009. Do meadow birds profit from agri-environment schemes in Dutch agricultural landscapes? *Biological Conservation* 142: 2949-2953.
- Buker, J.B., Winkelman, J.E. & De Boer, T.F. 1984. Voortgangsverslag (1982 en 1983) van het weidevogelonderzoek in Waterland : onderzoek naar aangepaste landbouw (COAL - onderzoek). RIN, Leersum.
- Burton, R. J.F. Kuczera, C. & Schwarz, G. 2008. Exploring farmers' cultural resistance to voluntary agri-environmental schemes. *Sociologia Ruralis* 48: 16-37.
- De Knecht, B., Clement, J., Goedhart, P.W., Sierdsema, H., van Swaay C.A.M. & Wiersma, P. 2010. Natuurkwaliteit van het agrarisch gebied, Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOTwerkdokument 221.
- Feehan, J., Gillmor, D.A. & Culleton, N. 2005. Effects of an agri-environment scheme on farmland biodiversity in Ireland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 107: 275-286.
- Fischer, J., Batáry, P., Bawa, K.S., Brussaard, L., Chappell, M.J., Clough, Y., Daily, G.C., Dorrough, J., Hartel, T., Jackson, L.E., Klein, A.M., Kremen, C., Kuemmerle, T., Lindenmayer, D.B., Mooney, H.A., Perfecto, I., Philpott, S.M., Tschardtke, T., Vandermeer, J., Wanger, T.C., Von Wehrden, H. 2011. Conservation: Limits of Land Sparing. *Science* 334: 593-593.
- Gabriel, D. & Tschardtke, T. 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture Ecosystems & Environment* 118: 43-48.
- Giampietro, M., Bukkens, S.G.F. & Pimentel, D. 1999. General trends of technological changes in agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 18: 261–282.

- Goedhart, P.W., Teunissen, W.A. & Schekkerman, H. 2010. Effect van nestbezoek en onderzoek op weidevogels. Sovon-onderzoeksrapport 2010/01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Groen, N.M. 1993. Breeding site tenacity and natal philopatry in the Black-tailed Godwit *Limosa l. limosa*. *Ardea* 81: 107–113.
- Holm, T.E. & Laursen, K. 2009. Experimental disturbance by walkers affects behaviour and territory density of nesting Black-tailed Godwit *Limosa limosa*. *Ibis* 151: 77–87.
- Kentie, R., Hooijmeijer, J.C.E.W., Both, C. & Piersma, T. 2011. Grutto's in ruimte en tijd 2007–2010. Rapport, Universiteit Groningen.
- Kleijn, D., Baquero R.A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E. J. P., Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T., Verhulst, J., West T.M., & Yela, J. L. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9: 243–254.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413: 723–725.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., Gilissen, N., Smit, J., Brak, B. & Groeneveld, R. (2004) The ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in The Netherlands. *Conservation Biology* 18: 775–786.
- Kleijn, D., Boekhoff, M., Otterburg, F., Gleichman, M. & Berendse, F. 1999. De effectiviteit van agrarisch natuurbeheer. *Landschap* 16: 227–235.
- Kleijn, D., Dimmers, W.J., van Kats, R.J.M & Melman, T.C.P. 2009a. Het belang van hoog waterpeil en bemesting voor de Grutto: I. de vestigingsfase. *De Levende Natuur* 110: 180–183.
- Kleijn, D., Dimmers, W.J., van Kats, R.J.M & Melman, T.C.P. 2009b. Het belang van hoog waterpeil en bemesting voor de Grutto: II. de kuikenfase. *De Levende Natuur* 110: 184–187.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E.D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Marshall, E.J.P., Tscharrntke, T. & Verhulst, J. 2009. On the relationship between land-use intensity and farmland biodiversity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B*. 276: 903–909.
- Kleijn, D., Joenje, W. & Kropff, M.J. 1997. Patterns in species composition of arable field boundary vegetation. *Acta Botanica Neerlandica* 46: 175–192.
- Kleijn, D., Joenje, W., Le Coeur, D. & Marshall, E.J.P. 1998. Similarities in vegetation development of newly established herbaceous strips along contrasting European field boundaries. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 68: 13–26.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E.D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Marshall, E.J.P., Tscharrntke, T. & Verhulst, J. 2009. On the relationship between land-use intensity and farmland biodiversity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B*. 276: 903–909.
- Kleijn, D., Lammertsma, D. & Müskens, G. 2011b. Het belang van waterpeil en bemesting voor de voedsel-beschikbaarheid van weidevogels. pp. 41–60. In: Teunissen, W.A. & Wymenga, E. (Eds.) 2011. Factoren die van invloed zijn op de ontwikkeling van weidevogelpopulaties. Belangrijke factoren tijdens de trek, de invloed van waterpeil op voedselbeschikbaarheid en graslandstructuur op kuikenoverleving. SOVON onderzoeksrapport 2011/10. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen. A&W-rapport 1532. Bureau Altenburg & Wymenga, Veenwouden. Alterra rapport 2187, Alterra, Wageningen.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G. & Tscharrntke, T. 2011a. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* 26: 474–481.
- Kleijn, D., Schekkerman, H., Dimmers, W.J., van Kats, R.J.M., Melman, T.C.P. & Teunissen, W.A. (2010) Adverse effects of agricultural intensification and climate change on breeding habitat quality of Black-tailed godwits *Limosa l. limosa* in the Netherlands. *Ibis* 152: 475–486.
- Kleijn, D. & Sutherland, W.J. (2003) How effective are agri-environment schemes in maintaining and conserving biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- Kleijn, D. & Van Zuijlen, G.J.C. 2004. The conservation effects of meadow bird agreements on farmland in Zeeland, The Netherlands, in the period 1989–1995. *Biological Conservation* 117: 443–451.
- Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F. & Kleijn, D. (2007) Indirect effects of grassland extensification schemes on pollinators in two contrasting European countries. *Biological Conservation* 135: 302–307.
- Kremen, C., Williams, N. M. & Thorp, R.W. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 99: 16812–16816.

- Kruess, A. & Tscharnkte, T. 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological conservation* 106: 293-302.
- Kuiters, A.T., La Haye, M.J.J., Müskens, G.J.D.M. & van Kats, R.J.M. 2011. Perspectieven voor een duurzame bescherming van de hamster in Nederland. Alterra, Wageningen.
- Kurstjens G., Diermen J. van, Noorden B. van & Weide M. van der 2003. De Grauwe Gors *Miliaria calandra*: recente aantalsontwikkeling, habitatkeus en perspectieven in relatie tot het beheer van uiterwaarden en akkerland. *Limosa* 76: 89-102.
- La Haye, M.J.J., Müskens, G.J.D.M., van Kats, R.J.M., Kuiters, A.T. & Siepel, H. 2010. Agri-environmental schemes for the Common hamster (*Cricetus cricetus*). Why is the Dutch project successful? *Aspects of Applied Biology* 100: 1-8.
- Leng X., Musters C.J.M., de Snoo, G.R. 2009. Restoration of plant diversity on ditch banks: Seed and site limitation in response to agri-environment schemes. *Biological Conservation* 142: 1340-1349.
- Madjidian, J.A., Morales, C.L. & Smith, H.G. 2008. Displacement of a native by an alien bumblebee: lower pollinator efficiency overcome by overwhelmingly higher visitation frequency. *Oecologia* 156: 835-845.
- Meehan, T.D., Werling, B.P., Landis, D.A. & Gratton, C. 2011. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 108: 11500-11505.
- Melman, T.C.P.; Grashof-Bokdam, C.J.; Huiskes, H.P.J.; Bijkerk, W.; Plantinga, J.E.; Jager, T.; Haveman, R.; Corporaal, A. 2007. Veldonderzoek effectiviteit natuurgericht beheer van graslanden : ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: achtergrondrapport 2. Wageningen: Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, (Rapport / Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu 56).
- Melman, T.C.P., De Snoo, G.R., Schotman, A.G.M. & Kiers, M.A. 2008. Kerngebieden voor weidevogels? *De Levende Natuur* 109: 212 - 213.
- MNP (Milieu- en Natuurplanbureau). 2007. Ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer Programma Beheer en Staatsbosbeheer 2000-2006. MNP-publicatienummer 500410002, MNP, Bilthoven
- Musters, C.J.M., van Alebeek, F., Geers, R.H.E.M., Korevaar, H., Visser A. & de Snoo, G.R. 2009. Development of biodiversity in field margins recently taken out of production and adjacent ditch banks in arable areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129: 131-139.
- PBL 2009. Natuurbalans 2009. Publicatienummer 500402017, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag/Bilthoven
- PBL 2012. Greening the CAP, PBL publication number 500136007, The Hague, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Peach, W.J., Lovett, L.J., Wotton, S.R. & Jeffs, C. 2001. Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon, UK. *Biological Conservation* 101: 361-373.
- Peters, T.M.J., Raemakers, I.P. & Smit, J. 1999. Voorlopige atlas van Nederlandse bijen (Apidae). EIS-Nederland, Leiden.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A. & Green, R.E. 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* 333: 1289-1291.
- Poláková, J., Tucker, G., Hart, K., Dwyer, J. & Rayment, M. 2011. Addressing biodiversity and habitat preservation through measures applied under the Common Agricultural Policy. Addressing biodiversity and habitat preservation through Measures applied under the Common Agricultural Policy. Report Prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No. 30-CE-0388497/00-44. Institute for European Environmental Policy: London.
- Potts, S.G., Woodcock, B.A., Roberts, S.P.M., Tscheulin, T., Pilgrim, E.S., Brown, V.K. & Tallowin, J.R. 2009. Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology* 46: 369-379.
- Reijnen, R., Foppen, R. & Meeuwsen, H. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75: 255- 260.
- Rundlöf, M. & Smith, H.G. 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology* 43: 1121-1127.
- Rundlöf, M., Bengtsson, J. & Smith, H.G. 2008a. Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology* 45: 813-820.
- Schekkerman, H. & Beintema, A.J. 2007. Abundance of invertebrates and foraging success of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* chicks in relation to agricultural grassland management. *Ardea* 95: 39-54.
- Schekkerman, H. & Boele, A. 2009. Foraging in precocial chicks of the black-tailed godwit *Limosa limosa*: vulnerability to weather and prey size *Journal of Avian Biology* 40: 369-379.
- Schekkerman, H. & Müskens, G.J.D.M. 2000. Produceren Grutto's *Limosa limosa* in agrarisch grasland voldoende jongen voor een duurzame populatie. *Limosa* 73: 121-134.

- Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2008. The effect of 'Mosaic management' on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. *Journal of Applied Ecology* 45: 1067–1075.
- Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2009. Mortality of shorebird chicks in lowland wet grasslands: interactions between predation and agricultural practice. *Journal of Ornithology* 150: 133–145.
- Schroeder, J., Hinsch, M., Hooijmeijer, J. & Piersma, T. 2009. Faillissement dreigt voor Nederlandse weidevogelbeleid. *De Levende Natuur* 110: 333–338.
- Smith, H.G., Danhardt, J., Lindstrom, A. & Rundlöf, M. 2010. Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. *Oecologia* 162: 1071–1079.
- Sprangers, J.T.C.M., van Rabenswaay, C.W. & Reyrink, L.A.F. 1990. Relaties tussen graslandgebruik, vegetatie en weidevogels bij aangepaste landbouw. CABO-DLO, Wageningen.
- Teunissen W.A., Schekkerman H. & Willems, F. 2005. Predatie bij weidevogels. Op zoek naar de mogelijke effecten van predatie op de weidevogelstand. Sovon-onderzoeksrapport 2005/11, Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek–Ubbergen.
- Thompson, P.S., Baines, D., Coulson, J.C., Longrigg, G., 1994. Age at first breeding, philopatry and breeding site-fidelity in the Lapwing *Vanellus vanellus*. *Ibis* 136: 474–484.
- Trierweiler, C. 2010. Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. PhD thesis, Groningen University, Groningen.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T.C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I. Vandermeer, J. & Whitbread, A. 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological conservation*, in press, doi:10.1016/j.biocon.2012.01.068
- Van Dongen, R. (2004) Het succes van Sibbe voor broedvogels en overwinterende akkervogels. *Limburgse Vogels* 14: editie 2004. Uitgave Natuurhistorisch Genootschap Limburg.
- Van Egmond, P. & De Koeijer, T. 2006. Weidevogelbeheer bij agrariers en terreinbeheerders. *De Levende Natuur* 107: 118–120.
- Van Paassen, A. & Teunissen, W. 2010. Weidevogelbalans 2010. Landschapsbeheer Nederland, Utrecht/SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Van 't Hoff, J. (2010) Wintervogels in natuurbraak. Rapport Wierde & Dijk, Leens.
- Van 't Hoff, J. & Koks, B. (2008) Broedvogels in duoranden 2007 - Onderzoek naar het effect van duoranden op akkervogels van het Hogeland. Rapport Wierde & Dijk, Leens. http://www.wierde-en-dijk.nl/projecten/proj_rapporten/Rapport%20duoranden%202007.pdf
- Vázquez, D.P., Morris W.F. & Jordano, P. 2005. Interaction frequency as a surrogate for the total effect of animal mutualists on plants. *Ecology Letters* 8: 1088–1094.
- VBN 2009. Natura2000 en weidevogels. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Verhulst, J. 2007. Meadow bird ecology at different spatial scales. PhD Thesis, Wageningen University, Wageningen.
- Walker, K.J., Critchley, C.N.R., Sherwood, A.J., Large, R., Nuttall, P., Hulmes, S., Rose, R. & Mountford, J.O. 2007. The conservation of arable plants on cereal field margins: An assessment of new agri-environment scheme options in England, UK. *Biological Conservation* 136: 260–270.
- Whittingham, M.J., Krebs, J.R., Swetnam, R.D., Vickery, J.A., Wilson, J.D. & Freckleton, R.P. 2007. Should conservation strategies consider spatial generality? Farmland birds show regional not national patterns of habitat association. *Ecology Letters* 10: 25–35.
- Wilson, A., Vickery, J. & Pendlebury, C. 2007. Agri-environment schemes as a tool for reversing declining populations of grassland waders: Mixed benefits from Environmentally Sensitive Areas in England. *Biological Conservation* 136: 128–135.
- Winfree, R., Williams, N.M., Dushoff, J. & Kremen, C. 2007. Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters* 10: 1105–1113.
- Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurerm B., Peterseil, J. & Wrba, T. 2003. The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation* 114: 165–177.