



Maatschappelijke kosten en baten van overwinterende ganzen in Noord-Nederland

R. Buij, H. Jansman, J. Clement, R.A.M. Schrijver, Th.C.P. Melman



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Maatschappelijke kosten en baten van overwinterende ganzen in Noord-Nederland

R. Buij¹, H. Jansman¹, J. Clement¹, R.A.M. Schrijver¹, Th.C.P. Melman¹
Met medewerking van Kees Koffijberg², Harm Blanken³ en Susan Martens³

1 Wageningen Environmental Research

2 Sovon Vogelonderzoek Nederland

3 Bureau ZET

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research (Alterra) in opdracht van en gefinancierd door het ministerie van Economische Zaken, in het kader van het Beleidsondersteunend onderzoekthema Thema Natuurinclusieve landbouw (projectnummer BO-11-020-008).

Wageningen Environmental Research
Wageningen, augustus 2017

Rapport 2827
ISSN 1566-7197

Om kosten en baten van verschillende beheersscenario's van ganzenpopulaties in beeld te brengen, is een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) uitgevoerd met een focus op overwinterende brandganzen in Noord-Nederland. Daarbij zijn scenario's vergeleken met betrekking tot het huidige beleid: optimaliseren van de opvang van brandganzen in opvanggebieden; schadebestrijding buiten opvanggebieden optimaliseren; afschot opvoeren zodat de schade maatschappelijk acceptabel is. In een workshop met de belangrijke betrokken partijen is voor de scenario's een vergelijking gemaakt met de kosten en baten zoals die met het huidige beleid worden gerealiseerd. Er werden verschillen vastgesteld tussen de scores van de betrokkenen en de wetenschappelijke gegevens, wat lijkt samen te hangen met het feit dat in Nederland opvang voor ganzen en verjaging niet consistent zijn uitgevoerd. Ook blijkt dat er tussen de betrokkenen aanzienlijk verschillende inschattingen bestaan over wat werkt en wat de bijbehorende kosten en baten zijn. De verschillen tussen de scores en de wetenschappelijke gegevens zouden als handvat kunnen worden gebruikt om de inzichten te verdiepen. Volledigheid is in kosten en baten in de praktijk zeer lastig te realiseren door gebrek aan gegevens. Kosten trekken meer aandacht dan baten, vooral omdat die laatste een publiek karakter hebben (belevingswaarde) en meer diffuus verdeeld zijn (vogelliefhebbers, recreanten). Inzicht in de baten en de omvang van de groep die dit betreft, kan ook aanleiding zijn voor het ontwikkelen van nieuwe economische activiteiten, bijvoorbeeld in de horeca en in de recreatiesector.

In order to analyse costs and benefits of different management scenarios of geese populations, a social cost-benefit analysis has been conducted focusing on wintering barnacle geese in Northern Netherlands. We compared management scenarios with current policy: optimizing the refuge areas for geese; optimizing damage control outside refuges; increase culling so that the damage becomes socially acceptable. In a workshop with the relevant stakeholders, these scenarios have been compared to the costs and benefits as achieved by current policy. Differences were detected between the scores of stakeholders and scientific data, which appears to be linked to the fact that in the Netherlands, refuge management for geese and derogation shooting have not always been conducted effectively. It also appears that there are significantly different perceptions between stakeholders about effective goose management scenarios and their associated costs and benefits. The differences between the scores and the scientific data could be used to deepen the insights and further the improvement of management. A comprehensive assessment of cost and benefit of barnacle geese wintering in the Netherlands is difficult to realize in practice due to lack of data. Costs often attract far more attention than benefits, especially when the latter have a public rather than a commercial nature and because they are often widely enjoyed (e.g. by bird lovers, tourists). Understanding benefits related to geese and better assessment of the size of the stakeholder group may also generate new economic activities, for example in the tourism sector.

Trefwoorden: maatschappelijke kosten en baten, beheersscenario's, brandgans, belangengroepen

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/420693> of op www.wur.nl/environmental-research (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 2017 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, E info.alterra@wur.nl, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

	Woord vooraf	5
	Samenvatting	7
1	Inleiding	10
2	Vraag- en doelstelling	14
3	Methoden	15
	3.1 Uitvoering MKBA	19
	3.2 Beheersscenario's	19
	3.3 Bijeenkomst stakeholders	21
	3.4 Beschikbare gegevens voor onderbouwing	21
	3.5 Vergelijking van informatie van belangengroepen en de literatuur	23
4	Resultaten	24
	4.1 Bijeenkomst stakeholders	24
	4.2 Beschikbare gegevens voor onderbouwing	26
	4.2.1 Kosten bij continuering huidig beleid	26
	4.2.2 Baten van huidig beleid	28
	4.2.3 Ruimtelijke overlap in kosten en baten	31
	4.3 Verandering van kosten en baten bij de alternatieve beheersscenario's	32
5	Discussie	37
6	Conclusies	41
	Literatuur	43
	Bijlage 1 Bureau ZET evaluatie workshop	46
	Bijlage 2 Deelnemers	55
	Bijlage 3 Evaluatie kosten en baten van brandganzen	56
	Bijlage 4 Nadere reactie van de Jagersvereniging en van een Faunabeheer adviseur	67
	Bijlage 5	74

Woord vooraf

Ganzen in het boerenland doen het goed: ze hebben genoeg te eten en de winters zijn niet meer zo streng als vroeger. Ook hebben allerlei beschermingsmaatregelen sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw ervoor gezorgd dat ook de meeste bedreigde ganzensoorten er weer beter voor staan. Het succes heeft ook een keerzijde met toegenomen schade en meer problemen met vliegverkeersveiligheid. En dat stelt de samenleving voor nieuwe uitdagingen, die allemaal draaien om het woord 'te', zoals: de inspanningen zijn 'te' weinig, de geschoten aantallen ganzen zijn 'te' laag, de getelde aantallen ganzen zijn 'te' hoog en de uitgekeerde schadebedragen zijn 'te' veel. Dit zijn allemaal meningen, die altijd op een afweging zijn gebaseerd. Maar is de afweging dan op een compleet beeld gebaseerd? En is die afweging dan ook maatschappelijk evenwichtig?

Een maatschappelijk evenwichtige afweging is nodig om tot verantwoord beheer te komen. Deze studie is een bouwsteen voor zo'n evenwichtige afweging. Het draait om de vraag 'Wat zijn de maatschappelijke kosten en baten van vooral het overwinteren van brandganzen in Noord-Nederland?' Deze vraag is vooral belangrijk omdat juist de brandgans een opmerkelijk herstel heeft laten zien van sterk bedreigde soort begin jaren zeventig van de vorige eeuw naar een soort met een belangrijk aandeel in de landbouwschade tegenwoordig. Zo kan het verkeren. In deze studie zien we de maatschappelijke kosten, maar ook de maatschappelijke baten – voor zover dit in beeld viel te brengen. Het is zo compleet als maar mogelijk was. Het lezen geeft u hopelijk veel denkstof voor het vormen of het wijzigen van een standpunt.

Meinte Engelmoer
Adviseur Natuurmonitoring – provincie Fryslân

Wilmar Remmelts
Senior Beleidsmedewerker - Directie Natuur en Biodiversiteit ministerie van Economische Zaken

Samenvatting

De laatste vijftig jaar zijn in Europa veel ganzenpopulaties sterk in aantal toegenomen. Dit is een gevolg van vooral een algemene toename van de voedselkwaliteit in de wintergebieden en een sterk verbeterde bescherming van ganzen langs de trekroute en in de wintergebieden. Als gevolg hiervan neemt ook hun impact op de maatschappij toe, zo ook in Nederland. De belangrijkste negatieve effecten zijn schade aan de landbouw en risico op aanvaringen met vliegtuigen. Tegen deze achtergrond is een initiatief in het kader van het Afrikaans Euro-Aziatisch Watervogel verdrag (AEWA, *Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds*) om te komen tot een Europees ganzenbeheerplatform (EGMP). Doel van het EGMP is om beleid en duurzaam beheer te ontwikkelen voor ganzenpopulaties langs hun hele trekroute. Daarbij is van belang dat aan een gunstige staat van instandhouding wordt voldaan zoals internationaal vastgelegd, terwijl tegelijkertijd de maatschappelijke schade binnen de perken blijft.

Om kosten en baten van verschillende beheersscenario's van ganzenpopulaties in beeld te brengen, is een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) uitgevoerd. De focus is gelegd op de brandgans in Noord- Nederland. Daarbij zijn de volgende scenario's vergeleken:

0. continuering van het huidige beleid (= referentie);
1. goed werkende opvanggebieden; optimaliseren van de opvang van brandgans in daartoe aangewezen gebieden;
2. effectieve verjaging; schadebestrijding op percelen buiten opvanggebieden optimaliseren/maximaliseren;
3. effectieve aantalsonttrekking; afschot zodanig opvoeren dat de schade van de resterende populatie maatschappelijk acceptabel is.

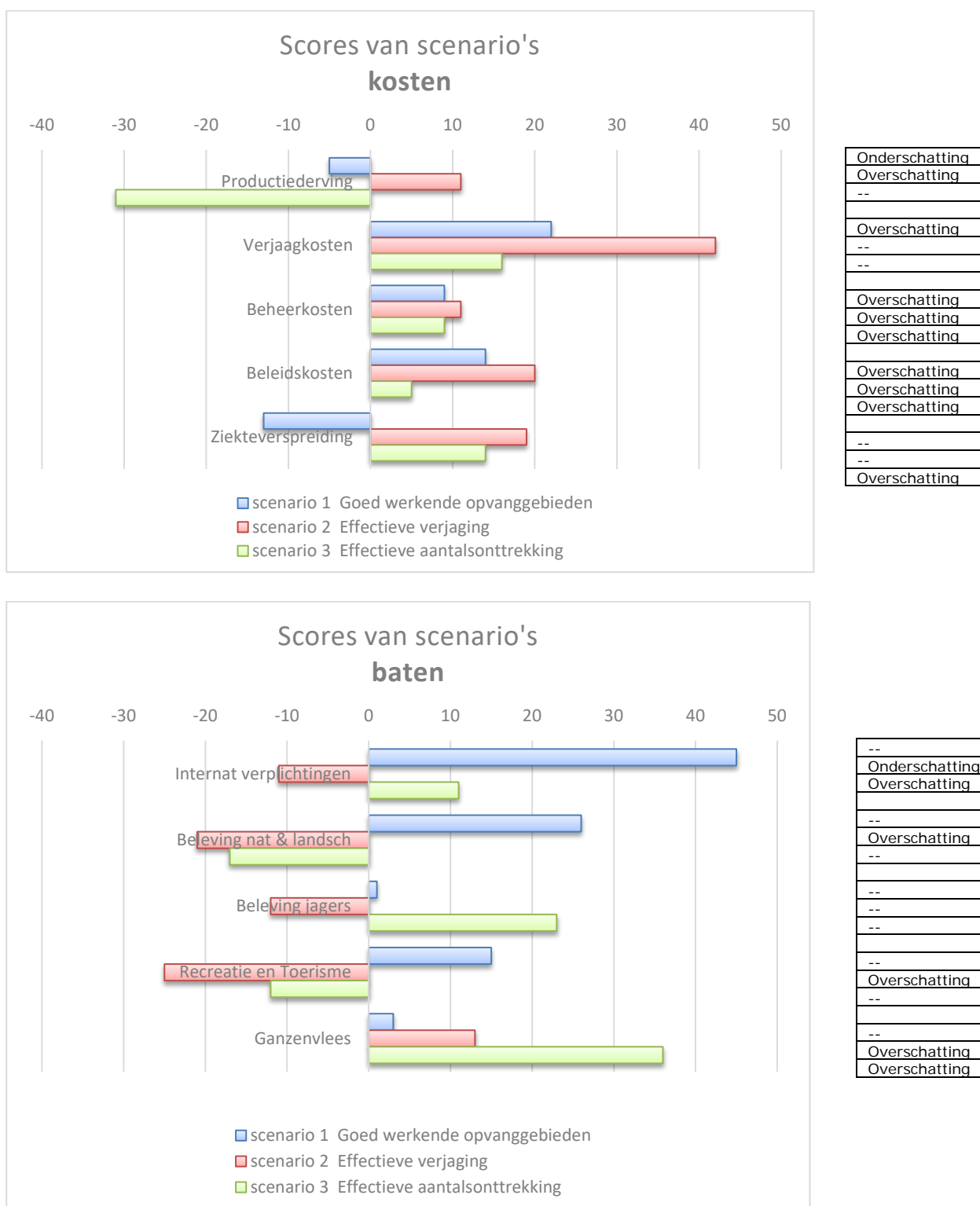
Volledigheid in kosten en baten is in de praktijk lastig te realiseren door gebrek aan gegevens. Kosten, zeker als het directe schade is (schadeclaims van boeren), trekken meer aandacht dan baten, vooral omdat die laatste een publiek karakter hebben (belevingswaarde) en meer diffuus verdeeld zijn (vogelliefhebbers, recreanten).

In een workshop met de belangrijke betrokken partijen is gezamenlijk een overzicht opgesteld van de maatschappelijke kosten en baten en is voor de verschillende scenario's een inschatting gemaakt van de effecten – de veranderingen in kosten en baten - ten opzichte van die van het huidige beleid.

De deelnemers aan de workshop schatten de effecten van scenario 3 (effectieve aantalsonttrekking) als het meest gunstig en die van scenario 2 (effectieve verjaging) als het minst gunstig. Zo worden de kosten voor verjaging in scenario 2 veel hoger ingeschat dan die van het afschieten in scenario 3 en verwacht men bij scenario 2 ook een relatief hoog schadeniveau. Het voldoen aan internationale verplichtingen en de mogelijkheden voor beleving scoren het hoogst scenario 1 'goed werkende opvanggebieden'. Het scenario 'effectieve aantalsonttrekking' scoort qua baten vooral goed op de beleving van jagers en op de hoeveelheid te oogsten ganzenvlees. Het scenario 'effectieve verjaging' scoort bij de betrokkenen over de hele linie het minst gunstig: relatief hoge kosten en relatief geringe baten.

Daarnaast is aan de hand van bestaande onderzoeken en beschikbare gegevens nagegaan of de scores van de betrokken bevestigd konden worden of dat er van een over- of onderschatting sprake lijkt te zijn. Op basis van wat er aan onderzoek is gedaan lijkt het dat de productiederving bij 'effectieve opvang' en 'effectieve verjaging' worden overschat. Tevens lijken bij 'effectieve verjaging' de realisatie van de internationale verplichtingen en de belevingswaarde te worden onderschat. De oogst van ganzenvlees lijkt bij 'effectieve opvang' en 'effectieve verjaging' te worden overschat. Wellicht hangen de verschillen tussen de scores van de betrokkenen en de wetenschappelijke gegevens mede samen met het feit dat in Nederland opvang en verjaging tot dusver niet consistent zijn uitgevoerd.

Zo is de opvang gefrustreerd door ongelukkige begrenzingen (rafelranden, exclusures) en verjaging is in tijd en ruimte niet consistent uitgevoerd (wisselende periodes, wisselende gebieden, niet voor alle soorten het zelfde verjagingsstramien). In het buitenland zijn op deze punten overigens betere resultaten verkregen.



Figuur 1. Staven: geschatte effecten op kosten en baten van drie ganzenscenario's vergeleken met die van het huidige ganzenbeleid. De kolommen er achter geven aan of op basis van literatuur van een overschatting op onderschatting van de effecten sprake lijkt.

De verschillen tussen de scores en de wetenschappelijke gegevens zouden als handvat kunnen worden gebruikt om de inzichten gemeenschappelijk te verdiepen om zo tot een breed gedeeld beeld te komen. Het

opstellen van een zo'n compleet mogelijk overzicht van maatschappelijke kosten en baten vooral belangrijk als middel om met alle betrokkenen rond dit onderwerp tot een goede gedachtewisseling te komen. In genoemde workshop zijn op dit punt goede ervaringen opgedaan.

Ganzenbeleid in Nederland is een zaak waar maatschappelijke, betrokken groepen een zeer grote rol spelen: een beleid zonder draagvlak kan de problematiek niet oplossen. Overleg met de betrokkenen aan de hand van deze bevindingen kan helpen zichtbaar te maken wat de achtergrond van de verschillende percepties is en kan aanleiding zijn tot bijstelling van deze percepties. Dit kan leiden tot een meer gedragen keuze van één of een combinatie van scenario's. Wanneer verschillen in percepties blijven bestaan en geen gedragen scenariokeuze mogelijk is, kan nieuw praktijkonderzoek worden geëntameerd om tot meer eenduidige inzichten te komen.

In deze MKBA kregen kosten gemakkelijk meer aandacht dan baten. Kosten zijn privaat van aard en goed te monetariseren, terwijl baten collectief zijn en meer diffuus op een grote groep betrekking hebben en moeilijk te monetariseren zijn. In een vervolg zal moeten worden overwogen in hoeverre meer gedetailleerde kwantificering en monetarisering wenselijk is. Het antwoord zal worden bepaald door de mate waarin door dergelijk inzicht een meer evenwichtige besluitvorming mogelijk wordt.

Inzicht in de baten en de omvang van de groep die dit betreft kan ook inspireren tot het ontwikkelen van nieuwe baten, bijvoorbeeld economische activiteiten in de horeca en in de recreatiesector.

1 Inleiding

Veel ganzenpopulaties in Europa zijn gedurende de laatste vijftig jaar sterk in aantal toegenomen (Fox et al. 2010; Fox en Madsen, 2017). Dit is vooral een gevolg van een algemene toename van de voedselkwaliteit in de wintergebieden (Fox et al. 2005) en een sterk verbeterde bescherming van ganzen langs de trekroute en in de wintergebieden (Ebbing, 1991). Als gevolg van de toename van de ganzen neemt ook hun impact op de maatschappij toe in grote delen van West-Europa en Nederland. De belangrijkste negatieve effecten van toegenomen ganzenpopulaties zijn de schade aan de landbouw en het toegenomen risico van aanvaringen met vliegtuigen. Tegen deze achtergrond is in 2015 een initiatief gestart in het kader van het Afrikaans Euro-Aziatisch Watervogel verdrag (AEWA, *Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds*) om te komen tot een Europees ganzen beheerplatform (EGMP). Doel van het EGMP is een structuur te ontwikkelen waarmee duurzaam beleid en beheer, voor alle landen die onderdeel van de trekroute van ganzenpopulaties zijn, mogelijk wordt. Daarbij is van belang dat aan een gunstige staat van instandhouding wordt voldaan zoals die in internationale verdragen is vastgelegd, terwijl tegelijkertijd de maatschappelijke schade binnen de perken blijft door schadebestrijding.

Aanleiding voor deze studie is dit internationaal overleg in het kader van AEWA, waarin wordt gestreefd naar meer samenhang in beleid en uitvoering rond ganzenpopulaties tussen de aangesloten landen. In dat kader is er behoefte aan een Maatschappelijke Kosten en Baten Analyse (hierna MKBA), waarin op evenwichtige wijze aandacht wordt geschonken aan de kosten en baten die aanwezigheid van ganzenpopulaties met zich meebrengen. Deze MKBA kan vervolgens dienen als ondersteuning bij de verdere ontwikkeling van het beleid en de uitvoering daarvan.

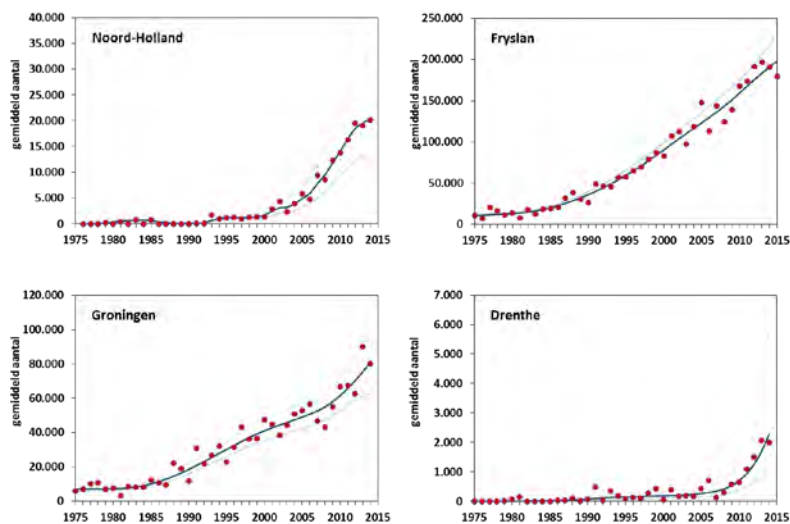
Een belangrijk onderdeel van een MKBA bestaat uit het in kaart brengen van de effecten van verschillende alternatieven voor beleid, bijvoorbeeld in de vorm van vergelijking van scenario's. Denk daarbij bijvoorbeeld aan het verschil in ontwikkeling van het aantal ganzen bij uiteenlopende beheervarianten en aan de inspanningen die nodig zijn om die aantallen te bereiken. Veel is nog onduidelijk wat betreft de orde van grootte en ruimtelijke spreiding van de effecten van beheermaatregelen. Dit onderzoek richt zich daarom op het in kaart brengen van deze effecten. We maken een selectie van effecten die belangrijk zijn voor het beleid en stellen een aanpak voor om voor die effecten te komen tot bruikbare kengetallen voor een MKBA.

De uitvoering van het ganzenbeleid in Nederland speelt zich voor een belangrijk deel af in provincies. Binnen deze studie ligt de focus op de winterpopulatie van de brandgans in de noordelijke provincies. We richten ons op een aantal belangrijke effecten met betrekking tot de toenemende aantallen brandgansen in deze provincies. Het gaat dan niet alleen om de schade die wordt veroorzaakt door overwinterende brandgansen; we willen ook maatschappelijke baten in beeld brengen. In de afgelopen jaren is een meersporenbeleid ontwikkeld om tot schadebeperking te komen. Dit heeft geresulteerd in een beleid gericht op rust in N2000-gebieden en foerageer- of opvanggebieden, waar de verjaag- en afschotregimes uiteenlopen voor verschillende ganzensoorten. De indruk bestaat dat het uitvoeringsbeleid slechts beperkt effectief is waar het om schademimalisatie gaat. Dat gebrek aan effectiviteit wordt mede veroorzaakt door de uiteenlopende belangen en percepties van de verschillende stakeholdergroepen. In een evenwichtige belangenafweging wordt ook aan positieve aspecten (de baten) aandacht geschonken. De provincies streven naar verlaging van de schadekosten, naar een vereenvoudiging van het beleid en naar een beleid dat recht doet aan zo veel mogelijk belangen, ook daar waar van baten sprake is. De brandgans is de ganzensoort die op dit moment relatief veel schade veroorzaakt aan landbouwgewassen, vooral grasland, omdat de vogels in het voorjaar langer blijven en de populatie sterk in omvang toeneemt (Koffijberg et al. 2017). De provincies vinden het van groot belang om deze schade te reduceren. Maar tegelijkertijd heeft Nederland zich ertoe verplicht bescherming te bieden aan een deel van de populatie overwinterende brandgansen, tot deze soort vertrekt naar de broedgebieden. De provincies hebben daarom behoefte aan een totaaloverzicht van de kosten en baten in de huidige situatie en aan het schetsen van enkele

beheerscenario's, zodat duidelijk wordt hoe deze kosten en baten zich naar verwachting ontwikkelen. De ontwikkeling van de kosten en baten van overwinterende brandganzen zal voor een groot deel samenhangen met twee factoren: (1) de ontwikkeling in de aantallen brandganzen in de provincie en (2) de ontwikkeling in de distributie van grazende brandganzen, binnen en buiten de voor ganzen gecreëerde opvanggebieden. Daarnaast zal de beleidsmatige aandacht voor de verschillende stakeholders rond het ganzendossier een belangrijke factor zijn bij het begrip voor de te nemen beslissingen rond aantallen en ruimtelijke verdeling van overwinterende ganzen.

Aantalsontwikkeling van de brandgans in de noordelijke provincies

In Nederland overwinteren brandganzen uit Noord-Rusland en het Oostzeegebied, aangevuld met broedvogels in het Noordzeegebied. De winteraantallen zijn sinds de eerste helft van de jaren tachtig aan het stijgen, met als gevolg ongeveer 14x hogere aantallen dan 30-35 jaar geleden (Figuur 1). De aantalsontwikkeling van de brandgans in de provincies Friesland en Groningen weerspiegelt de toename van de brandgans in deze *flyway* sinds het begin van de jaren tachtig. Daarentegen zijn de populatieuitbreidingen in Drenthe en Noord-Holland later in gang gezet, respectievelijk in 2007 en 2000 (Figuur 1). De aantallen in Friesland stijgen de laatste jaren minder hard, waardoor het relatieve aandeel in Friesland t.o.v. Nederland afnemend is sinds eind jaren tachtig. Tegenwoordig verblijft ongeveer 60% van de Nederlandse aantallen in Friesland.



Figuur 1 Ontwikkeling van gemiddelde aantallen van de brandgans in de vier noordelijke provincies (Bron: Sovon/CBS, ganzentellingen/netwerk ecologische monitoring). Weergegeven zijn de seizoensgemiddelden: een optelsom van de getelde aantallen op basis van alle watervogeltellingen in het winterhalfjaar, gedeeld door het aantal maanden (vergelijkbaar met 'gansdagen'). De 'gemiddelde aantallen' geven zodoende de 'benutting' weer van een provincie. (NB 1975 = winter 1975/76; aantallen in alle provincies tot en met 2014/15, in Friesland tot en met 2015/16.)

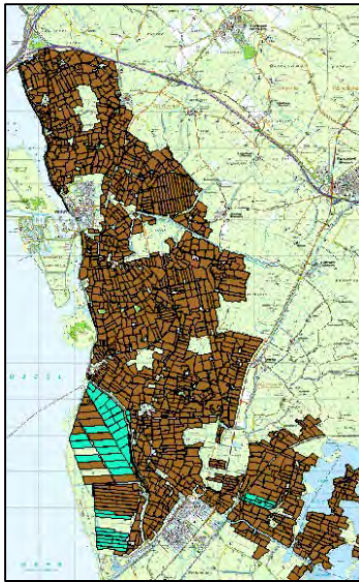
Hoewel de ontwikkeling in de aantallen brandganzen in de provincies bekend is, is de relatie van de aantallen ganzen met de ontwikkeling van vraatschade onduidelijk, vooral ook omdat ganzenschade van meer variabelen afhangt dan alleen ganzenaantallen (Scheekerman et al. 2014). Bovendien kan verjaging leiden tot een toename van schade, afhankelijk van de frequentie waarop verstoring plaatsvindt en een toename van de energiebehoefte van de foeragerende vogels (Simonsen et al. 2016; Nolet et al. 2016). Het bovenstaande suggereert dat met een verlaging van de aantallen brandganzen door beheermaatregelen zoals verjaging met ondersteunend afschot, niet een eenduidige voorspelling kan worden gemaakt over de gevolgen voor de vraatschade.

Opvang in foerageergebieden

De huidige beheerprogramma's van ganzen (zoals de *Fryske guozzenoanpak*) stellen een strategie voor waar sprake is van zowel foerageer- of opvanggebieden als verjaaggebieden voor ganzen. Opvanggebieden zijn alternatieve voedergebieden op landbouwgrond (Vickery et al. 1994),

waarbinnen ganzen zo veel mogelijk met rust worden gelaten en die daarom als geschikt of veilig foerageergebied gelden (Madsen, 1985). Deze strategie is gebaseerd op het feit/de aanname dat ganzen heel goed in staat zijn om hun foerageren te concentreren in relatief veilige gebieden (d.w.z. waar ze niet verontrust worden) en als die omstandigheden voorspelbaar zijn en blijven (Jensen et al. 2008; Simonsen et al. 2016). Zodoende leren de ganzen hun 'predatorlandschap', waar ze kunnen foerageren zonder frequente verstoring en predatiedruk. Experimenten hebben aangetoond dat ganzen zich snel aanpassen aan jachtdruk en zich bij stabiele jachtdruk gedurende voldoende lange perioden herverdelen over een gebied; er is dus sprake van een leerproces als de jachtdruk (verjaging of bejaging) voorspelbaar is (Madsen, 1998), waardoor goed geïmplementeerde opvanggebieden zeer efficiënt kunnen zijn in het omlaagbrengen van kosten door vraatschade en compensatieregelingen (Jensen et al. 2008). Een probleem ontstaat als de (randen van) opvanggebieden te gefragmenteerd zijn. Versturende factoren aan de randen van opvanggebieden zorgen er namelijk vaak voor dat die randen minder goed benut worden. Dit randeffect is waarschijnlijk de reden dat ganzen percelen van meer dan 4 ha (tot 10 ha) prefereren (Vickery & Gill, 1999), wat aangeeft dat opvanggebieden ook voldoende groot dienen te zijn. Ronde of vierkante opvanggebieden zijn daarom beter om perifere verstoring te minimaliseren: hoe groter en gelijkmatiger gevormd een gebied, hoe minder het randeffect en hoe meer ganzen per oppervlakte-eenheid het gebied zal herbergen (Fox & Madsen, 1997). Naast de vorm van het opvanggebied is de grootte ook van belang, omdat beneden een bepaalde grashoogte de ganzen zullen uitwijken naar gebieden die minder begraasd zijn. Brandganzen tonen een voorkeur voor laagbegraste graslanden van minder dan 10 cm in lengte, maar als de opnamesnelheid te klein wordt bij een grashoogte lager dan 2 cm, wijken ze uit naar andere gebieden (Drent & Swierstra, 1977). Dat kan er vooral aan het eind van de winter, wanneer de belangrijkste vraatschade door brandganzen wordt geregistreerd, voor zorgen dat opvanggebieden uitgeput raken, waardoor ganzen uitwijken naar gebieden daarbuiten.

In Nederland werd eerder een aantal problemen geconstateerd met betrekking tot de opvanggebieden (Van der Zee et al. 2009; Schekkerman et al. 2014; Koffijberg et al. 2017): (1) de begrenzing van de gebieden is vaak onregelmatig, waardoor ganzen een onduidelijk gedefinieerd rustgebied hebben (Figuur 2), (2) de opvang- en verjaaggebieden veranderen gedurende de winter, omdat algemene rustperiodes (rust binnen en buiten foerageergebieden in januari en februari) worden afgewisseld met periodes waarin ganzen vrijwel nergens getolereerd worden (oktober). In april en mei vindt er bovendien geen verjaging met ondersteunend afschot plaats in een deel (8000 ha) van de opvanggebieden voor brandgans in Friesland (De Fryske Guozzenoanpak 2014). De variatie in tijd en onregelmatige begrenzing van opvanggebieden maakt effectieve uitvoering van de opvanggebieden problematisch. Voor een effectieve werking zouden foerageergebieden juist voor de gehele duur van het verblijf beschikbaar moeten zijn, ze zouden juist dicht bij slaapplekken moeten liggen en voldoende groot en aaneengesloten moeten zijn (bijv. Jensen et al. 2008). Veel van de problemen rond opvanggebieden zijn in de provinciale ganzenbeheerplannen vermeld, maar opgedane kennis voor verbetering is niet altijd concreet uitgewerkt in beleid. De variatie in ruimte en tijd van opvanggebieden beperkt echter nog steeds de efficiëntie van de huidige opvanggebieden voor brandganzen. De gefragmenteerde en soms kleine opvanggebieden in de noordelijke provincies, die ook nog eens variëren gedurende de winter, (b)lijken op dit moment onvoldoende om een effectieve opvang van ganzen en reductie van schade te bewerkstelligen.



Figuur 2 Foerageergebieden voor ganzen langs de Friese IJsselmeerkust. Het opvanggebied wordt gekenmerkt door een onregelmatige begrenzing; sommige percelen midden in opvanggebied participeren niet, andere percelen buiten het grotere opvanggebied zijn omgeven door niet-opvanggebied.

2 Vraag- en doelstelling

De probleemstelling voor deze studie kan als volgt worden gekarakteriseerd: (1) Wat zijn de maatschappelijke kosten en baten van de aanwezigheid van overwinterende brandganzen in de provincies Friesland, Drenthe, Groningen bij ongewijzigde voortzetting van het huidige beleid? (2) Hoe ontwikkelen de maatschappelijke kosten en baten zich, afhankelijk van verschillende beheersscenario's gericht op het verminderen van vraatschade door brandganzen? Daarbij worden de volgende vragen onderscheiden:

1. Wat zijn de maatschappelijke kosten en baten van de aanwezigheid van brandganzen in Noord-Nederland bij het huidige beleid?
4. Hoe veranderen de maatschappelijke kosten en baten bij de volgende beheersscenario's:
 - a. continuering van het huidige beleid;
 - b. opvang van brandganzen in daartoe aangewezen gebieden optimaliseren;
 - c. schadebestrijding op percelen buiten opvanggebieden optimaliseren/maximaliseren;
 - d. afschot zodanig opvoeren dat de schade van de resterende populatie maatschappelijk acceptabel is.

In de uitvoering van het onderzoek zijn deze vragen verder geoperationaliseerd en waar nodig bijgesteld. Als onderdeel van de methodische aanpak worden de bijgestelde scenario's besproken. Ook is vastgesteld dat een uitvoerige kwantificering van de baten op basis van de huidige kennis niet te realiseren is. Gaandeweg is bovendien gebleken dat voor een cruciale stap in het MKBA-proces – het identificeren en kwantificeren van effecten – nog veel informatie ontbreekt. Deze studie richt zich daarom in de eerste plaats op het identificeren en ordenen van de effecten, en een evaluatie van de veranderingen van kosten en baten bij verschillende beheersscenario's. Het gaat dan vooral om inzicht in dergelijke veranderingen zoals voorgesteld door verschillende belangengroepen betrokken bij ganzenbeheer in de provincies, en zoals waarschijnlijk wordt geacht op basis van de huidige wetenschappelijke kennis.

3 Methoden

Intermezzo: Conceptueel kader MKBA

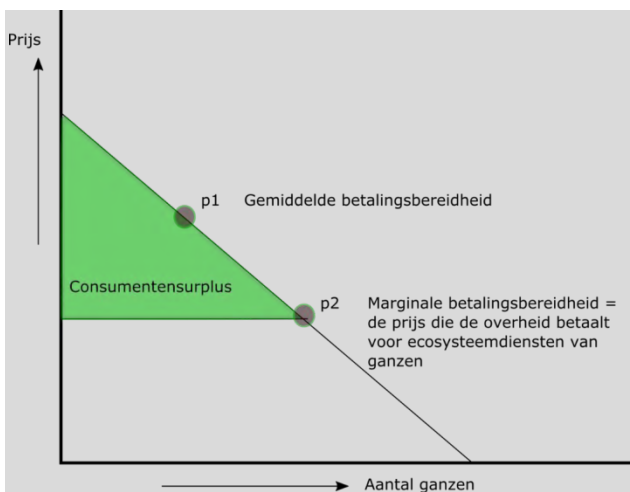
Om de kosten en baten van de brandganzen in de noordelijke provincies te bepalen, werken we met een Maatschappelijke Kosten Baten Analyse of MKBA. Een MKBA beoogt de welvaartseffecten in kaart te brengen van verschillende beleidsalternatieven, in dit geval de beleidsalternatieven voor beheer van de populatie van brandganzen en de schade die de ganzen veroorzaken. In Nederland zijn vanaf de jaren negentig van de vorige eeuw diverse richtlijnen verschenen over de MKBA-methode (Eijgenraam et al. 2000, Ruijgrok et al. 2004). De recentste richtlijnen gaan uitgebreid in op een aantal aspecten en de stappen die moeten worden doorlopen voor een goede uitvoering van een MKBA. Het gaat vooral om veranderingen in een geaggregeerde waardebeoordeling van een breed welvaartsbegrip. Geaggregeerd wil hier zeggen dat in beginsel de waardering van iedereen met belangen (dat kan dus in principe iedere wereldburger zijn) wordt opgeteld. In de praktijk wordt een selectie gemaakt van de belanghebbenden met de (veronderstelde) grootste belangen. Welvaart komt daarbij voort uit de waardering van het nut dat mensen hebben van het consumeren of bezitten van goederen en diensten. Het gaat dus in principe om alles wat we nuttig vinden en een waarde toekennen, dat is veel breder dan hetgeen doorgaans gedekt wordt door de commerciële economie via de markt. Er is in beginsel helemaal geen inzicht in de kosten nodig voor het bepalen van veranderingen in het totale welvaartsniveau. Dat we binnen MKBA's toch met kosten werken, heeft meer een praktische achtergrond dan een theoretische; kosten (ofwel de gemiste baten) zijn vaak beter te kwantificeren dan baten. We maken een verkenning van kosten en baten van brandganzen, zodat de noordelijke provincies deze inzichten op een praktische manier kunnen gebruiken om hun beleidsafwegingen te maken. Bij het toepassen van deze methode moet ervoor worden gewaakt dat er geen dubbelstellingen optreden; niet alle kosten kunnen simpelweg worden gesommeerd. Hieronder volgt een beknopte beschrijving van de principes van een MKBA, van de technieken om het welvaartseffect van een plan in te schatten en van het stappenplan om een MKBA goed te doorlopen.

De welvaartseffecten van een scenario of planalternatief vallen in de praktijk uiteen in drie hoofdcategorieën, te weten:

1. Het consumentenoverschot;
5. Het inkomen van individuen via winst van bedrijven (het producentenoverschot);
6. Het inkomen van individuen via veranderingen in het begrotingssaldo van overheden.

Een plan is maatschappelijk verantwoord als het saldo van deze drie een plus laat zien, dus bijvoorbeeld wanneer het consumentensurplus en de winst van bedrijven gezamenlijk meer toenemen dan de daling van het inkomen door effecten van een oplopend begrotingstekort.

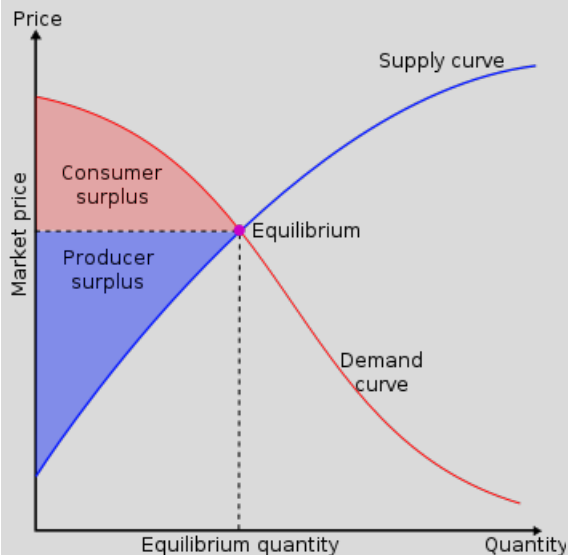
Het consumentenoverschot ontstaat doordat de betalingsbereidheid om goederen en diensten aan te schaffen per definitie hoger is dan de prijs die we ervoor op de markt moeten betalen. Als de prijs te hoog is, worden de diensten of goederen niet gekocht. Hierbij hanteren economen de veronderstelling dat mensen altijd rationele keuzes maken en ook dat de individuele voorkeuren onveranderlijk zijn. Hoe groter het consumentenoverschot, hoe meer geld er overblijft om andere goederen en diensten te kunnen aanschaffen. Hierdoor neemt de welvaart toe. Het consumentenoverschot wordt bepaald door een vraagcurve te construeren met de hoeveelheid verhandelde goederen op de x-as en de prijs op de y-as (zie Figuur A).



Figuur A Fictieve vraagcurve naar ecosysteemdiensten van brandganzen. De figuur veronderstelt een constante verhouding tussen aantal ganzen en (omvang van) ecosysteemdiensten die ze leveren. Als er weinig ganzen zijn, dan is de veronderstelde prijs van de ecosysteemdiensten die ze leveren hoog en zijn er maar weinig mensen die dit willen betalen. Als de prijs daalt, bijvoorbeeld omdat het aantal ganzen toeneemt, dan zal de vraag naar ecosysteemdiensten van ganzen toenemen doordat meer mensen de drempel van betalingsbereidheid passeren. De prijselasticiteit van de vraag wordt gegeven door de hellingshoek van de curve. Dit is een fictief voorbeeld, omdat in de praktijk er helemaal geen markt bestaat voor ecosysteemdiensten van ganzen. In de praktijk vervult de overheid hierbij de rol van de consument. Het gedrag van de overheid leent zich echter niet direct voor toepassing binnen de MKBA-systematiek.

Voor goederen die daadwerkelijk op markten verhandeld worden, zijn micro-economische analysetechnieken beschikbaar om dergelijke vraagcurves te schatten; voor goederen waar markten ontbreken, worden andere technieken ingezet. De waarderingskengetallen moeten minimaal twee punten omvatten, bijvoorbeeld een gemiddelde en een marginale waardering. Met de brandganzen als voorbeeld is punt 1 in Figuur A bijvoorbeeld de vraag die samenhangt met de gemiddelde betalingsbereidheid voor ecosysteemdiensten die door de ganzen geleverd worden en punt 2 de marginale vraag naar deze ecosysteemdiensten. Ecosysteemdiensten zijn die diensten die geleverd worden door wilde ganzen ten bate van de mens. De ecosysteemdiensten door ganzen in noordelijke streken zijn in een voorstudie voor deze rapportage op een rij gezet (Buij et al. 2017; Bijlage 4). In veel MKBA-studies die dergelijke effecten (van bijvoorbeeld ecosysteemdiensten) op ontbrekende markten beschrijven, ontbreekt echter het inzicht in het verloop van de vraagcurves. Ook voor goederen waar wel markten voor zijn, geven maar weinig studies hierin enig inzicht. Een interessant voorbeeld geeft Brent (2014) voor de ontwikkeling van prijselasticiteiten m.b.t. watergebruik in Arizona, waaruit bleek dat voor mensen die hun omgeving groen hielden een afwijkende vraagcurve gold en dat ze minder gevoelig waren voor prijsveranderingen van watergebruik. De studie illustreert het gevaar van het gebruik van één geaggregeerde vraagcurve voor het schatten van het totale consumentensurplus van een ecosysteemdienst in een gebied.

Het producentenoverschot, ofwel de winst van bedrijven, kan op analoge wijze worden geconstrueerd met behulp van een aanbodcurve (Figuur B). De winst van bedrijven resteert na aftrek van normale vergoedingen voor de inzet van arbeid en kapitaal door de eigenaren. Veranderingen in overheidsbestedingen hebben directe gevolgen voor het totale begrotingsoverschot of -tekort. Wanneer als gevolg daarvan veranderingen optreden in de belastingen voor consumenten, heeft dat ook welvaartseffecten. Bij overheidsbestedingen is het van belang de effecten op de werkgelegenheid, en dan voornamelijk voor de werkloosheid, te inventariseren. Bij een lagere werkloosheid in Nederland zijn lagere belastingen mogelijk en dat leidt tot meer welvaart. Gelijkberechtiging is overigens geen impliciet uitgangspunt van een MKBA¹.



Figuur B

Voorbeeld marktevenwicht

Het uitvoeren van gedetailleerde MKBA-studies volgens de richtlijnen van Romijn en Renes (2013) vergt heel veel data over de waardering die verschillende groepen in de samenleving hebben ten aanzien van een groot aantal keuzevraagstukken. Soms, maar lang niet altijd, kunnen CBS-statistieken met marktinformatie worden gebruikt. Voor situaties waar de markt niet goed werkt, zouden regelmatig grootschalige enquêtes moeten worden gehouden. Het uitvoeren van een volledige MKBA vergt daarom veel tijd en er is zelden voldoende budget voor. Dat heeft geleid tot een zoektocht naar technieken om informatie uit eerdere studies te kunnen hergebruiken en andere methoden om met 'niet-monetaire' baten om te gaan. Daartoe zijn pogingen gedaan door bureau Witteveen en Bos (2006) en Sijsma et al. (2009), die voor ons project evenwel geen soelaas boden. In deze studie hebben we volstaan met het op een rij zetten van de beschikbare informatie over kosten en baten en die te duiden in het kader van een MKBA. Niet alle kosten zijn namelijk ook maatschappelijke kosten. We hebben al gezien dat de kosten die een consument maakt om een goed of dienst te verwerven niet tot de maatschappelijke kosten worden gerekend. Een ander voorbeeld is wanneer uitgaven van een overheid leiden tot een inkomensoverdracht van de ene actor in de economie (bijvoorbeeld een belastingbetaler) naar een andere (bijvoorbeeld een subsidieontvanger). Per saldo levert zo'n overdracht, maatschappelijk gezien, geen baten op en ook geen kosten. In sommige gevallen was het mogelijk te monetariseren, maar voor andere parameters was dat niet mogelijk.

¹ Een MKBA maakt geen morele afweging over de verdeling van de welvaartseffecten binnen de maatschappij. Het zogenaamde Kaldor-Hicks-criterium (zie bijvoorbeeld: <http://educatie-en-school.infonu.nl/samenvattingen/20379-weterings-de-economische-analyse-van-het-recht-hoofdstuk-1.html>) – dat zegt dat de welvaart toeneemt wanneer de winnaars in staat zijn om de verliezers te compenseren – volstaat. Of de winnaars dat ook daadwerkelijk doen, doet niet ter zake. In een extreem geval komt zo alle welvaartswinst bij één individu en hebben alle anderen het nakijken. Hier komt een ander aspect van de methode aan het licht. Vermogenden kunnen meer aanspraak maken op (hebben meer recht op) collectieve goederen bij de privatisering ervan. Hun betalingsbereidheid kan immers inherent groter zijn dan die van een grotere groep minder vermogenden.

Stappenplan MKBA

Volgens de richtlijn is een correcte opzet van een MKBA gebonden aan een strak stappenplan (Figuur C). Stap 4, het bepalen van effecten en baten, is een cruciale stap in iedere MKBA en is een groot struikelblok voor het uitvoeren van een volledige MKBA in dit onderzoek op dit moment. Zonder inzicht in de orde van grootte van de effecten bij de diverse scenario's heeft een MKBA weinig betekenis. In dit onderzoek wordt als proxy daarvan in een workshop de perceptie van belanghebbenden geïnventariseerd van effecten die de verschillende scenario's teweegbrengen. Het doel is om een beter inzicht te krijgen in welke effecten er spelen, hoe die met elkaar samenhangen en welke gegevens nog verzameld moeten worden voor bruikbare kengetallen.

1. Probleemanalyse	<ul style="list-style-type: none">• Welk knelpunt of welke kans doet zich voor en hoe ontwikkelt deze zich?• Welke beleidsdoelstelling volgt daaruit?• Welke oplossingsrichtingen zijn kansrijk?
2. Vaststellen nulalternatief	<ul style="list-style-type: none">• Meest waarschijnlijke ontwikkeling zonder beleid• Effect = beleidsalternatief-nulalternatief
3. Definitie beleidsalternatieven	<ul style="list-style-type: none">• Beschrijf de te nemen maatregelen• Rafel pakketten uiteen tot samenstellende onderdelen• Definieer meerdere alternatieven en varianten
4. Bepalen effecten en baten	<ul style="list-style-type: none">• Identificeer effecten• Kwantificeer effecten• Waardeer (monetariseer) effecten
5. Bepalen kosten	<ul style="list-style-type: none">• Opgeofferde middelen om de oplossing te implementeren• Kosten kunnen eenmalig of periodiek zijn, vast of variabel• Alleen de extra kosten ten opzichte van het nulalternatief
6. Varianten- en risicoanalyse	<ul style="list-style-type: none">• Identificeer de belangrijkste onzekerheden en risico's• Analyseer de gevolgen voor de uitkomsten
7. Opstellen overzicht van kosten en baten	<ul style="list-style-type: none">• Reken alle kosten en baten naar hetzelfde basisjaar en bepaal het saldo• Breng alle effecten in beeld, ook niet-gekwificeerde en/of niet-gemonetariseerde effecten
8. Resultaten presenteren	<ul style="list-style-type: none">• Relevant, toegankelijk en duidelijk• Verantwoorden: transparantie en reproduceerbaarheid• Interpretieren: wat kan de besluitvormer uit de MKBA leren?

Figuur C *Stappenplan MKBA volgens richtlijnen CPB/ PBL (2013).*

3.1 Uitvoering MKBA

In de MKBA zijn de volgende stappen doorlopen:

1. Allereerst heeft overleg plaatsgevonden met de opdrachtgever en probleemhouder over de te leggen accenten in de MKBA, vooral ten aanzien van de probleemanalyse, het vaststellen en definiëren van de verschillende beleidsopties en het huidige beleid ten aanzien van brandganzen.
2. Voor het kwalificeren van de effecten, kosten en baten zijn de volgende stappen genomen:
 - a. Een gemeenschappelijk overleg met relevante belangengroepen i.s.m. provincie Friesland, voor het vaststellen van veranderingen in potentiële kosten- en batenposten onder de verschillende beleidsopties, zoals die veranderingen door deze belangengroepen worden ingeschat.
 - b. Een literatuurstudie in ecologische literatuur voor informatie over huidige kosten en baten door (brand)ganzen, zodat een oordeel kan worden gegeven hoe die veranderen met alternatieve beheersscenario's.
 - c. Een studie gericht op het winnen van informatie over het huidige beheer van ganzen in Nederland (veelal ambtelijk van karakter) en hoe die veranderen van alternatieve beheersscenario's.
 - d. Een literatuurstudie rond de belevingswaarde van ganzen en natuur in het algemeen en hoe die veranderen van alternatieve beheersscenario's.
3. Het ordenen van de verschillende baten en kosten bij het huidige beleid hiervoor wordt de systematiek gebruikt van het ecosysteemdiensten, zoals ontwikkeld rond TEEB (2010)
4. Overleg van de tussenresultaten aan de opdrachtgever en probleemhouder, met een bespreking van aanvullende informatie en onzekerheden.

3.2 Beheersscenario's

Het doel van de alternatieve beheersscenario's is om een beeld te krijgen van de veranderingen in kosten en baten zoals die zich bij de betreffende aanpak zullen voordoen. Het gaat dan om de volgende veranderingen in beheer:

1. Continuering van het huidige beleid: geen veranderingen in beheer;
2. Verbeterde opvang van brandganzen in daartoe aangewezen gebieden, door optimaliseren van de stabiliteit in ruimte en tijd van opvanggebieden;
3. Verbeterde schadebestrijding op percelen buiten opvanggebieden, door gerichte verjaging op die percelen;
4. Meer intensief afschot van ganzen op schadepercelen, zodat de schade van de resterende populatie maatschappelijk acceptabel is.

Kwantificering van de veranderingen in kosten en baten is voor deze studie wel wenselijk, maar niet noodzakelijk. In deze studie gaat het er vooral om een gezamenlijk en met elkaar gedeeld beeld te krijgen van de effecten die deze alternatieve beheersscenario's hebben op:

1. Het aantal ganzen binnen en buiten opvanggebieden;
2. De inspanningen (activiteiten) die binnen en buiten opvanggebieden nodig zijn om dat aantal te bereiken.

Pas wanneer men het over de aard en omvang van deze effecten eens is, kan de volgende stap – het op waarde beoordelen ervan – worden gezet en niet eerder. Voor het bepalen van de welvaartseffecten voor diverse actoren is een effectenmatrix een handig hulpmiddel. Hierbij focussen we ons op de belangrijkste directe effecten binnen ruimtelijk afgebakende gebieden. Een opzet van een effectenmatrix voor de MKBA- ganzen is gegeven in Tabel 1. De belangrijkste directe effecten zijn hierin benoemd, evenals een verwachting over de richting waarin ze werken. In de brainstorm met belangrijke belangengroepen uit de regio worden deze verwachtingen getoetst. Verder zal een onafhankelijk toetsing plaatsvinden op basis van de huidige beschikbare wetenschappelijke informatie.

Tabel 1 Verwachte effecten van beheersscenario's voor de winterpopulatie van brandgans in Noord-Nederland.

Actor categorie / soort effect	Huidig beleid		Opvang binnen ¹		Bestrijding buiten ¹		Afschot binnen en buiten	
Aantal ganzen (ontwikkeling)	Aantal binnen ¹	Aantal buiten	Aantal binnen	Aantal buiten	Aantal binnen	Aantal buiten	Aantal binnen	Aantal buiten
	+	+	+	-	+	-	-	-
	Effecten binnen	Effecten buiten	Effecten binnen	Effecten buiten	Effecten binnen	Effecten buiten	Effecten binnen	Effecten buiten
Consumenten								
Toeristen_surplus_beleving	0	0	+	0	+	-	-	-
_Lokale_bevolking_beleving	0	0	+	0	+	-	-	-
_Jagers ² _surplus_beleving	+	+	+/-	-/+	+/-	-/+	-/+	-/+
_Ganzenvlees	0	0	-	+	-	+	+	+
_Dierenbescherming_bel.	0	0	0	-	0	-	-	-
Producenten								
_Landbouwers_winst	Schade+ Winst 0	Schade+ Winst 0	Schade+ Winst 0	Schade- Winst 0	Schade+ Winst 0	Schade- Winst 0	Schade- Winst 0	Schade- Winst 0
_Jagers ³ _werkgelegenheid	0	0	-	+	-	+	+	+
_Jagers ³ _inspanningen	0	0	-	+	-	+	+	+
_Beheerders_werkgelegenheid	0	0	-	+	-	+	+	+
_Beheerders_inspanningen	0	0	-	+	-	+	+	+
Overheidsbegroting								
_schadeuitkering_landbouw	=schade	=schade	=schade	=schade	=schade	=schade	=schade	=schade
_beleid_werkgelegenheid	0	0	-	+	-	+	+	+
_beleid_inspanningen	0	0	-	+	-	+	+	+

¹ Binnen =binnen opvanggebieden, buiten = buiten opvanggebieden; + = toename; 0= geen toename en geen afname; - = afname; +/- en -/+ = het effect heeft meerdere - tegengestelde - aspecten, bij +/- meer + dan - en omgekeerd bij -/+ meer - dan +.

² Recreatieve jagers

³ Professionele jagers

Uitleg bij de tabel

Het consumentensurplus van een verdere toename van de winterpopulatie brandgans is waarschijnlijk marginaal. Een voortzetting van het huidige beleid wordt daarom neutraal beoordeeld. Een grotere concentratie brandgans in opvanggebieden heeft misschien wel een meerwaarde, want ganzenliefhebbers waarderen de grotere aantallen ganzen die in één oogopslag te bewonderen zijn. De beleving van ganzen buiten de opvanggebieden neemt af wanneer die daar effectief worden geweerd en is mede afhankelijk van de omvang van de totale afname van de brandganspopulatie. Voor de beleving van de lokale bevolking geldt in wezen hetzelfde als voor toeristen die van ver komen en die er dus aantoonbaar veel voor over hebben om ganzen te zien.

Voor hobbyjagers is voortzetting van het huidige beleid gunstig. Er komen dan meer ganzen zowel binnen als buiten opvanggebieden en er kan dus meer en makkelijker gejaagd worden, al is het de vraag of iedere jager dat laatste als gunstig ervaart. Bij alle andere varianten is de beleving afhankelijk van de vraag of én wanneer er nog gejaagd mag worden binnen opvanggebieden, of de mogelijkheden voor jagen buiten opvanggebieden worden verruimd en of er op de langere termijn buiten opvanggebieden nog wel ganzen zijn om te bejagen. Hier kunnen dus korte- en langetermijneffecten van belang zijn. Dierenbeschermers zullen waarschijnlijk iedere afschot van ganzen als een negatieve beleving ervaren.

De grootste kostenpost van het ganzenopvangbeleid is de schade die ganzen toebrengen aan landbouwgewassen. Hierdoor daalt de productiviteit van die landbouw en dat zou kunnen leiden tot een lagere winst (of een groter verlies) van de producenten. De landbouw wordt echter grotendeels schadeloos gesteld door de overheid die een groot deel van deze kosten overneemt. We kunnen aannemen dat het effect voor de landbouw daardoor wegvalt. Jagers, beheerders en beleidsmakers leveren, afhankelijk van de gekozen varianten, meer of minder inspanningen om ganzen te verjagen. Daaraan kunnen kosten verbonden zijn die de landelijke of lokale overheidsbegrotingen raken. Op de begroting van sociale zaken kunnen daar echter direct ook baten tegenover staan. Of dat zo uitpakt, hangt o.a. af van de werkgelegenheidseffecten die (m.u.v. hobbyjagers) met de inspanningen samenhangen. Een deel van de inspanningen betreft de transactiekosten voor het kunnen doen van de schade-uitkeringen. Als we ervan uit kunnen gaan dat het bij geen van deze activiteiten om hooggekwalificeerde arbeid gaat waarvoor een aparte opleiding nodig is, dan kan in principe iedere werkzoekende dit werk uitvoeren. Wanneer de overheid een

werkzoekende aan werk helpt, dalen de sociale lasten (uitkeringen) voor de samenleving en stijgen de uitgaven van salaris waarschijnlijk meer dan dat de sociale lasten dalen. Dit potentiële welvaartsverlies wordt echter vermoedelijk gecompenseerd door een even grote welvaartswinst van de betrokken werkzoekende die aan werk geholpen wordt. Per saldo zijn er in de huidige situatie dus alleen inkomensoverdrachten en geen welvaartseffecten zolang er werkzoekenden zijn. Dat zou anders kunnen liggen wanneer de werkgelegenheid van deze activiteiten ergens in de economie meer consumentensurplus (dus baten) zou opleveren, maar gezien het feit dat het voornamelijk om transactiekosten gaat, is dat niet aan de orde. Voor de afbakening is wel van belang dat de MKBA zich op de noordelijke provincies richt, terwijl de begrotingseffecten zich zowel op provinciaal als landelijk niveau kunnen voordoen. Alleen al daarom is het wel van belang deze effecten te kwantificeren. In de effectenmatrix is verder een afname van het aantal ganzen gekoppeld aan een toename van de werkgelegenheid (er wordt verondersteld dat in dat geval meer inspanningen voor verjaging worden gepleegd). Zoals hierboven is betoogd, zijn deze effecten vermoedelijk uiteindelijk uitsluitend inkomensoverdrachten.

3.3 Bijeenkomst stakeholders

Om de veranderingen in effecten van verschillende beheersscenario's te evalueren, is op 25 november 2016 in Leeuwarden een bijeenkomst gehouden met een brede groep van belanghebbenden rond het beheer van (brand) ganzen in de noordelijke provincies. Bij het organiseren van de bijeenkomst werd gestreefd naar een vertegenwoordiging uit alle belangrijke bij deze problematiek betrokken groepen uit de vier noordelijke provincies (zie Bijlage 1). Boerenorganisaties, jagers en ganzenliefhebbers waren goed te traceren en tevens bereid om in een dergelijke overleg te participeren. Dat was niet het geval voor de horeca en recreatieondernemers en de 'doorsneerecreant', die niet vertegenwoordigd waren (Bijlage 1). In de bijeenkomst is het onderzoek ingeleid (positionering, vraagstelling) en is aan de deelnemers gevraagd de veranderingen in kosten en baten te scoren die zich bij de verschillende scenario's volgens hun verwachting voor zullen doen. De score is gevraagd voor alle onderdelen, dus zowel de effecten aan de kostenkant als de batenkant, voor iedere participant in de bijeenkomst.

3.4 Beschikbare gegevens voor onderbouwing

Bij het in beeld brengen van de veranderingen in effecten die bij de verschillende beheersscenario's worden verwacht, ligt het zwaartepunt bij de perceptie van de belangengroepen, vooral omdat we niet de juiste voorspellingen kunnen doen met de beperkingen van de gegevens die op dit moment beschikbaar zijn. Voor de beschrijving van de huidige situatie van beheer en beleid gericht op overwinterende ganzen in de noordelijke provincies zijn echter wel gegevens beschikbaar, die zijn verzameld en geordend. Zij dienen als referentie en worden gebruikt om een wetenschappelijke evaluatie te maken van veranderingen in kosten en baten voor de verschillende beheersscenario's. Over de volgende onderwerpen zijn gegevens verzameld (via bestaande contacten, internetzoekmachines, Scopus, Google Scholar):

- provinciale beleid in de 4 noordelijke provincies
- internationale behoudsdoelstellingen voor de brandgans
- aantalsontwikkeling van de brandgans en andere ganzensoorten
- locatie opvanggebieden (rust- en foerageergebieden)

i. Effecten aan de kostenkant

Wat betreft de directe effecten van ganzen op producent (landbouw) en overheid en de activiteiten om ze te verjagen, brengen we de volgende aspecten in beeld:

Productiederving

Hiervoor worden schadecijfers sinds 1990 gebruikt zoals bekend bij het Faunafonds, die een indicatie geven voor de productiederving door brandganzen. Het betreft hier schadegegevens toegeschreven aan verschillende soorten ganzen per periode en ruimtelijk expliciet naar postcodegebied. Omdat schade pas lange tijd na de melding wordt getaxeerd, kan in werkelijkheid een deel van de schade door andere soorten zijn veroorzaakt; de daadwerkelijke schade veroorzaakt door brandganzen is dus niet beschikbaar, omdat er sprake is van schattingen van schade van taxateurs (soms lang) nadat schade veroorzaakt is. De schadecijfers omvatten alle geregistreerde schades toegeschreven aan brandganzen in Nederland in de maanden september tot en met mei van de winterseizoenen 1989/90 tot en met 2015/16.

Verjaging

Dit zijn de inspanningen rond schadebestrijding voor specifiek de brandganzen. Het gaat hier om (1) de frequentie van verjaagacties met ondersteunend afschot, waar mogelijk ruimtelijk expliciet, (2) afgeschoten aantallen, waar mogelijk ruimtelijk expliciet, en (3) inspanningen door jagers (materieel en tijdsbesteding). We maken hierbij onderscheid tussen jagers die beroepsmatig ganzen verjagen en/of schieten of dit als vrijetijdsbesteding uitoefenen. Voor beroepsmatige verjaging zullen er namelijk baten tegenover moeten staan, bijv. uit overheidsbetalingen. Waar het gaat om recreatie of consumptie staan er tegenover kosten vergelijkbare baten.

Beheer en beleid

Het gaat hier om uitgaven die verbonden zijn aan beleid en beheer ten behoeve van behoud en schadebeperking door brandganzen in de noordelijke provincies. Het gaat dan vooral om het ambtelijke apparaat, zoals voor overleg, dat kosten met zich mee brengt. De vraag is of die kosten veranderen door veranderingen van beleid. Tegenover kosten staan eventueel ook de baten, bijvoorbeeld door werkgelegenheid.

Ziekteverspreiding

Het gaat hier om kosten verbonden aan ziekteverspreiding door brandganzen. Brandganzen kunnen vogelgriep verspreiden (Munster et al. 2007) en andere potentieel naar mensen overdraagbare pathogenen (bijv. Waldenström et al. 2003). De kosten die bij de verspreiding van dergelijke ziekten gemoeid zijn, of juist de beperking van die verspreiding, worden verder niet in beeld gebracht, aangezien we niet konden beschikken over voldoende gedetailleerde gegevens.

ii. Effecten aan de batenkant

Wat betreft de effecten op baten brengen we de volgende aspecten in beeld:

Realisering internationale verplichtingen

Wanneer de aantallen brandganzen in Natura 2000-gebieden voldoen aan de doelstellingen voor die gebieden, worden er baten gerealiseerd door de Nederlandse overheid. We evalueren of die baten nu gerealiseerd worden en welke verandering van baten kan optreden bij een verandering van beheer.

Belevingswaarde ganzen

Het gaat hier om toeristische activiteiten die mogelijk gelieerd kunnen worden aan de belevingswaarde van ganzen, welke mede worden bepaald door de aanwezigheid van brandganzen. Het gaat dan bijvoorbeeld om (1) het kwantificeren van de aantallen excursies en het aantal deelnemers, (2) de aantallen waarnemers die ganzen waarnemen en ruimtelijk vastleggen (o.a. wintertellingen; waarnemingen.nl) en (3) de beleving van jagers en de lokale bevolking. We proberen de inspanningen (materieel, tijd) van deze groepen ook zo veel mogelijk te kwantificeren.

iii. Ruimtelijke overlap kosten en baten

Naast de reeds genoemde kosten- en batenposten van brandganzen in de noordelijke provincies evalueren we ook de knelpunten van het huidige beheer en hoe die veranderen bij toepassing van de alternatieve scenario's. Het gaat dan vooral om de ruimtelijke knelpunten, zoals verjaging met ondersteunend afschot bij opvanggebieden of gebrekkige verjaging in gebieden waar wel schade is, maar niet wordt verjaagd.

3.5 Vergelijking van informatie van belangengroepen en de literatuur

De perceptie van de stakeholders is in dit project een belangrijke informatiebron waar het gaat om de vergelijking van veranderingen in kosten en baten bij de alternatieve beheersscenario's. Deze percepties zijn in veel gevallen niet onderbouwd en er zijn ook geen vragen over gesteld. De beschrijving van de huidige situatie en de analyses die daaromheen zijn uitgevoerd, kunnen dienen als een basis voor de percepties. Het is denkbaar dat deze feitenbasis vragen oproept ten aanzien van de percepties van de stakeholders. Zo kan iemand een sterke relatie veronderstellen tussen aantallen ganzen en schade, terwijl dat niet uit de beschikbare gegevens blijkt. Deze spanning kan aanleiding zijn om tot een verdiepende vraagstelling en analyse te komen. Is de feitenanalyse voor verbetering vatbaar of geeft de feitenanalyse aanleiding om de perceptie bij te stellen?

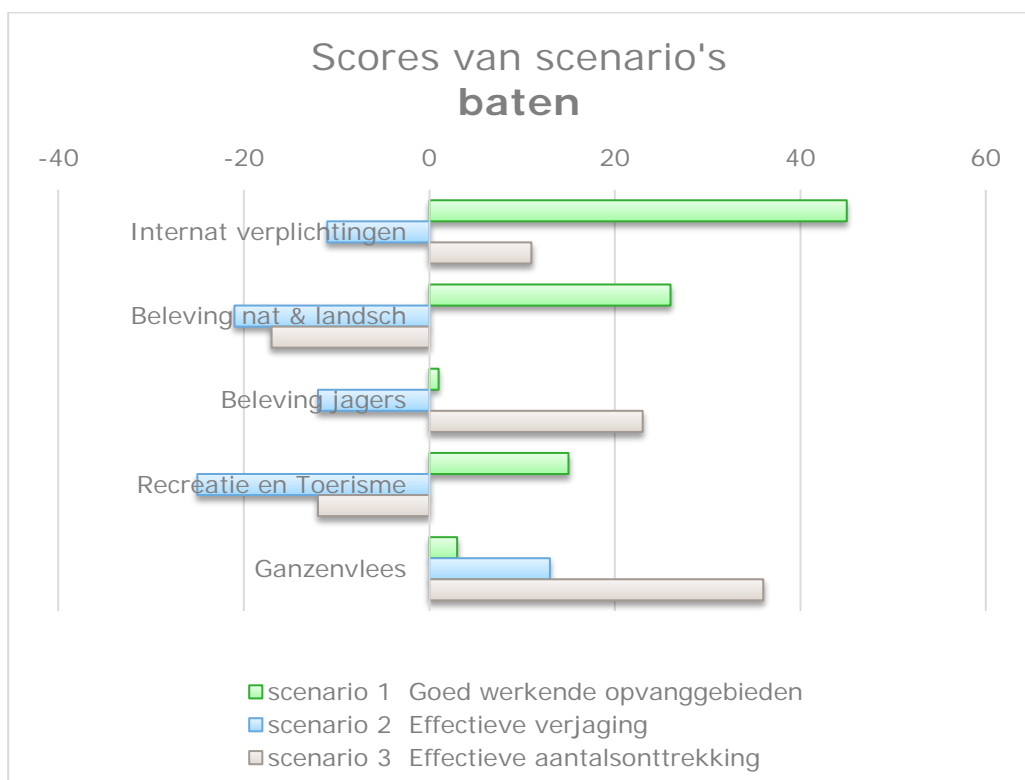
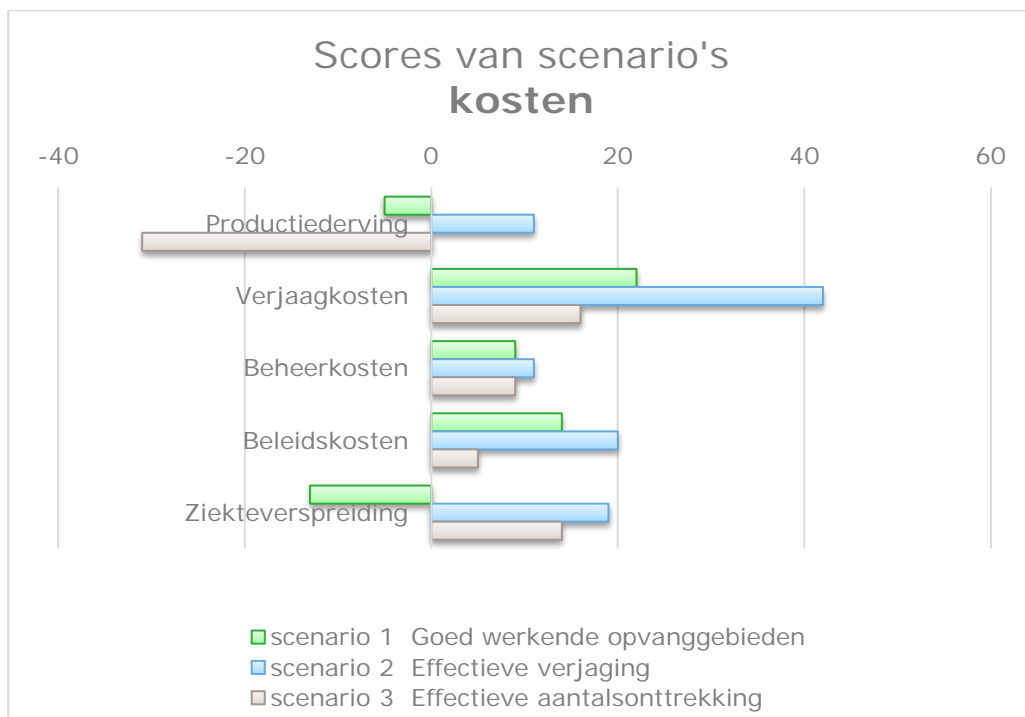
Het is in het kader van dit onderzoek in ieder geval niet de bedoeling om de deskundigheid van de stakeholders in twijfel te trekken; wel is het de ambitie om spanningen tussen perceptie en feiten te signaleren. Het bespreekbaar maken van deze spanning en het nader onderzoek of bijstellen van beelden kan belangrijk zijn bij het zoeken naar bevredigender oplossingen voor de ganzenproblematiek.

4 Resultaten

4.1 Bijeenkomst stakeholders

Op de bijeenkomst van 25 november 2016 in Leeuwarden waren 29 personen aanwezig. De organisaties van waaruit ze afkomstig waren, zijn: BIJ12-faunafonds; Boerennatuur Groningen; FBE-Groningen; FBE-Fryslân; FUMO; leider ganzenexcursies; jagersvereniging Fryslân; jagersvereniging team ecologie; LJV en FBE Noord-Holland; KNJV; LTO-noord; Natuurmonumenten; Staatsbosbeheer; Min-EZ; NVM; provincie Fryslân; provincie Groningen; provincie Drenthe, WENR en SOVON. Daarmee was het een breed geschakeerd gezelschap. Een vrij zwak vertegenwoordigde hoek was die van de recreatie en horeca. De bijeenkomst werd geleid door Bureau-Zet. Voor een volledig verslag van de bijeenkomst zie Bijlage 1.

Na introductie over de problematiek in het algemeen en over de drie scenario's in het bijzonder zijn drie groepen geformeerd waarin zo veel mogelijk alle groeperingen waren vertegenwoordigd. In deze groepen zijn de te verwachten kosten en baten (in totaal 10 items) bij de drie voorgestelde scenario's gescoord, waarbij de verwachte ontwikkeling bij de huidige aanpak als referentie werd meegenomen. Per groep zijn de 10 kosten en baten-items gescoord. Figuur 3 geeft de cumulatieve score van de drie groepen weer. Daarbij varieerde de weging van -3 (score: ---) tot +3 (score: +++). Een positieve score wil zeggen dat het betreffende item bij dat scenario hoger scoort en negatief dat het item lager scoort. Zo geeft de negatieve groene staaf bij het item 'productiederving' aan dat de drie groepen als geheel verwachten dat er bij scenario 3 (effectieve aantalsonttrekking) van een relatief sterk verminderde productiederving sprake zal zijn ten opzichte van de huidige situatie. De geringe negatieve score van scenario 1 (groene staaf) geeft aan dat men van 'goed werkende opvanggebieden' een lichte vermindering van de productiederving verwacht, terwijl de blauwe balk van scenario 'effectieve verjaging' aangeeft dat men een verhoging van de productiederving verwacht.



Figuur 3. Samengestelde scores van de drie workshopgroepen over de verwachte effecten bij drie scenario's, waarbij de verwachte ontwikkeling van de huidige aanpak als referentie is beschouwd. Verdere uitleg zie tekst.

Figuur 3 als geheel beschouwd laat zien dat de kosten van de scenario's 'goedwerkende opvanggebieden' (scenario 1) en 'effectieve aantalsonttrekking' (scenario 3) het gunstigst ingeschat worden (voornamelijk voor productiederving en ziekteverspreiding) en van scenario 'effectieve verjaging' (scenario 2) het minst gunstig (vooral wat betreft verjaagkosten). Wat betreft de baten

scoort vooral 'goed werkende opvanggebieden' hoog. Dat geldt vooral voor de realisatie van de internationale verplichtingen, beleving natuur en landschap en recreatie en toerisme. Het scenario 'effectieve aantalsonttrekking' scoort qua baten vooral goed op beleving jagers en – niet onverwacht – op de hoeveelheid te oogsten ganzenvlees. Het scenario 'effectieve verjaging' scoort over de hele linie het minst gunstig: relatief hoge kosten en relatief geringe baten. De figuur laat de percepties zien van diverse stakeholdergroepen (Bijlage 1 laat zien hoe deze bij verschillende stakeholders(groepen) uiteenlopen. Dat hangt wellicht samen met de verwachtingen omtrent de effectiviteit en het bijbehorende activiteitsniveau, waarover nog grote onzekerheden bestaan).

4.2 Beschikbare gegevens voor onderbouwing

4.2.1 Kosten bij continuering huidig beleid

Productiederving landbouw

Met de toename van het aantal brandganzen in de noordelijke provincies stijgen ook de kosten door vraatschade door brandganzen. Toch is de relatie tussen aantallen brandganzen en schade onduidelijk op dit moment. Die schade kan namelijk naast vraat door brandganzen ook worden veroorzaakt door vraat door andere (ganzen)soorten op hetzelfde perceel, de begrazingsintensiteit, bodemsoort en weersomstandigheden (Percival & Houston 1992, Percival 1993, Groot Bruinderink 1989, Van Bommel & Van der Have 2010). Daarnaast kent de huidige registratiemethodiek tekortkomingen om schade op correcte wijze aan soorten toe te kennen. De schade wordt namelijk toegekend aan de eerst waargenomen schadesoort die wordt gemeld, vaak in het begin van de winter. Het opnemen van schade door het Faunafonds vindt echter vaak pas plaats in de late winter tot in het vroege voorjaar. Het is goed mogelijk dat de dan geregistreerde schade veroorzaakt is door een of meer andere soorten dan de gemelde schadesoort. Wij kunnen hier alleen gebruik maken van de schade zoals die volgens bovenstaande procedure aan de brandgans is toegekend, wetende dat daarin van belangrijke tekortkomingen sprake kan zijn.

De totale getaxeerde landbouwschade toegeschreven aan brandganzen in de vier noordelijke provincies steeg tussen 1989/90 en 2015/16 van € 30.000 tot € 4.3 miljoen euro (Bijlage 2), met een cumulatief bedrag van € 31 miljoen voor de gehele periode. Het overgrote deel hiervan werd geregistreerd in Friesland, waar 100% (1989) tot 71% (1994) van de totale schade in de vier provincies optrad. De getaxeerde schade toegekend aan de brandgans in Friesland liet een significante exponentiële toename met de jaren zien gedurende deze periode (Bijlage 2). Op basis van deze trend mag verondersteld worden dat de uitgekeerde schade toegekend aan brandganzen zal toenemen bij continuering van het huidige beleid. De meeste getaxeerde schade werd gemeld in de maanden januari (gemiddeld 20,5% van de totale schade) en maart (18,1%), en de minste in december (9,6%). Van het totale schadebedrag werd gemiddeld 83% geregistreerd op blijvend grasland over de periode 1989-2016 in de vier noordelijke provincies, maar voor de afgelopen 10 jaar bedroeg dat gemiddelde 95% (range 89,9-99,7%; Bijlage 2). De schade op andere gewassen was vele malen lager. Op basis hiervan mag verondersteld worden dat vooral schade aan blijvend grasland zal toenemen bij continuering van het huidige beleid. De meeste schade toegekend aan brandganzen vond overigens plaats binnen ganzenfoerageergebieden (Bijlage 2).

Verjaagkosten in de huidige situatie

Er zijn maar beperkt gegevens over de kosten van de huidige schadebestrijding van ganzen, of specifiek brandganzen, in de vier provincies. Gegevens over kosten voor verjaging met en zonder ondersteunend afschot zijn vooral schaars (Bijlage 2). Het is aannemelijk dat circa een derde deel van de 27.000 jachtaktehouders in de 4 provincies aanwezig is, d.w.z. ca. 9000 aktehouders, en dat de kosten eveneens evenredig zijn verdeeld (W. Knol pers. mededeling aan R. Buij, 2017). Provincie Noord-Holland geeft wel aan jaarlijks € 250.000-€500.000 aan uitvoeringskosten voor schadebestrijding van ganzen in de begroting op te nemen. Dit bedrag heeft echter vooral betrekking op zomerganzen en niet op de hier behandelde winterpopulatie van de brandgans. Provincie Friesland heeft in 2016 een evaluatie laten uitvoeren, met daarin een indicatie van de verjaaginspanningen in die provincie in de afgelopen jaren (Bijlage 2). Elke winter zijn er in Friesland ongeveer 21.000-28.000

verjaagacties waarbij ca. 39.000-48.000 ganzen worden geschoten. Onduidelijk is wat de gemiddelde bestedingstijd is per actie en hoeveel patronen er per geschoten brandgans worden gebruikt. Als de prijs van een patroon op € 0,50 wordt gesteld en er per geschoten brandgans 1 patroon is benut, dan bedroegen de kosten voor patronen voor afschot van 15,563 brandganzen in drie winters sinds september 2013 (Bijlage 2) ten minste € 7782. Tevens lijkt er een toename van het aantal geschoten brandganzen per verjaagactie te zijn (Bijlage 2).

Beheer en beleidskosten in de huidige situatie

De provincies Noord-Holland, Friesland en Groningen hebben als beleidsdoelstelling om de schade door ganzen in enkele jaren terug te brengen tot een 'acceptabel' niveau. Voorgestelde maatregelen om daartoe te komen, zijn onder andere intensievere versterking, kortere winterrust, en verjaging met ondersteunend afschot. Het ganzenbeheer en de kosten voor deelnemerspremies en schadevergoedingen verschillen overigens aanzienlijk tussen de vier provincies (Bijlage 2).

Het Faunafonds geeft aan ongeveer 80% van haar tijd te besteden aan ganzen. Van de aanvragen tegemoetkomingen betreft ganzenschade ca. 95%. Van de 12 FTE die wordt ingezet, is dus ongeveer 9.5 FTE besteed aan ganzen. Voor de vier noordelijke provincies betreft dat ongeveer een derde van de tijd, kortom ongeveer 3-3.2 FTE. Daarbij komt de tijdsbesteding per provincie (Tabel 2).

Tabel 2 Werkbezetting gericht op ganzenbeheer in de vier noordelijke provincies.

Provincie	Investering	Opmerking
Noord-Holland	0.5 FTE	Emilie Wijers, pers. comm. 2016
Friesland	1.5 FTE	75% aan winterganzen, Meinte Engelmoer, pers. comm. 2016
Drenthe	25-50 uur	Voor de provincie Drenthe wordt geen tijd aan ganzen besteed, aangezien er geen goedgekeurd faunabeheerplan ligt. De tijdsbesteding van de FBE komt bovenop die van de provincie. Peter Venema, pers. comm. 2016
Groningen	0,4 FTE	Vooraf winterganzen. Ronnie Vos, pers. comm. 2016

Friesland

De totale uitgaven voor het uitvoeren van het ganzenbeleid in Friesland (uitbetaling van deelnemerspremies en schadebedragen, gevoegd bij de andere toegerekende kosten) kunnen niet hoger zijn dan het maximaal beschikbare budget van de provincie en het Rijk samen. Naast een evenredige schadevergoeding wordt de grondgebruikers binnen de foerageergebieden (algemeen en soort-specifiek) het behandelbedrag van € 300,- terugbetaald en wordt bij schade vanaf € 25,-/ha een deelnemerspremie betaald van € 50,- per schadehectare. Indien de totale uitgaven hoger dreigen te worden dan het budget, worden aanvullende maatregelen genomen om de schade te reduceren. In de kadernota 2014 is opgenomen dat het budget voor de afhandeling en uitbetaling van de aanvragen voor schadevergoedingen en bijkomende kosten € 9,5 miljoen bedraagt, te verdelen over de periode 2014-2017. Dat is € 2.375 miljoen op jaarbasis. De bijdrage van het Ministerie van EZ bedraagt tot 2020 op jaarbasis € 9,78 miljoen. Het jaarlijkse budget bedraagt daarmee tot en met 2017 € 12,16 miljoen en daarna tot 2020 in ieder geval € 9,78 miljoen.

Noord-Holland

In het Uitvoeringsbeleid ganzen (2014) is een financiële onderbouwing uitgewerkt. De schade in Noord-Holland bedroeg in 2013 ca. 4,5 mln. 1,8 miljoen daarvan werd veroorzaakt door winterganzen. Deze post wordt als minst voorspelbaar gezien. Tevens is een kostenindicatie voor de periode tot 2023 weergegeven waarin het totale budget dat met ganzenbeheer te maken heeft van ruim 4 miljoen nu wordt afgebouwd tot iets meer dan 2 miljoen per 2021.

Groningen

In het Groninger ganzenakkoord (2014) is opgenomen dat de doelstelling is de door ganzen veroorzaakte schade terug te brengen naar een acceptabel niveau, maar is niet beschreven wat de huidige schade is en welk niveau acceptabel is.

Drenthe

In het Ganzenbeleid (2014) is geen financieel kader opgenomen. Dit is vrijwel zeker vanwege de relatief geringe door ganzen veroorzaakte schade in deze provincie.

Ziekteverspreiding

Brandganzen kunnen in potentie verschillende ziekten overbrengen waar pluimvee en mensen gevoelig voor zijn, zoals vogelgriep en campylobacter. Net als andere vogels van aquatische milieus worden brandganzen beschouwd als het belangrijkste natuurlijke reservoir voor vogelgriep (Webster et al. 1992). De transmissie wordt vermoedelijk vooral bereikt via de fecale-orale route, die waarschijnlijk een efficiënte manier is om virussen over te brengen tussen watervogels via hun feces in water. De prevalentie van vogelgriepvirussen in hun natuurlijke gastheren hangt af van geografische ligging, soort en is seizoensgebonden. Een acht jaar durende studie in Europa, waarbij meer dan 36.000 wilde vogels werden getest op laag-pathogene vogelgriepvirussen, vond een vogelgriepprevalentie van 0,7% bij 1139 brandganzen. Dit was een relatief lage prevalentie in vergelijking met andere vogelsoorten, inclusief de meeste andere ganzensoorten. Wel bestond de overgrote meerderheid uit H6-virussen, die meerdere malen van wilde vogels naar pluimvee zijn overgebracht (bijv. Woolcock et al. 2003). Dit suggereert dat brandganzen in potentie transmissie van vogelgriep naar pluimvee kunnen bewerkstelligen, hoewel dit in Nederland nog niet is vastgesteld. Naast vogelgriep is de overdracht van campylobacters door brandganzen een potentieel risico voor de volksgezondheid. Campylobacter is een bacterie die een voedselinfectie kan veroorzaken en komt vooral voor op rauwe kip, melk en op groente. Het grote aantal geïsoleerde campylobacters bij wilde vogels, inclusief brandganzen, suggereert dat ze potentieel kunnen dienen als reservoirs van menselijke infecties. Er is echter weinig informatie over de prevalentie van campylobacters bij brandganzen in NW-Europa. Bij een studie in Zweden hadden tureluurs een totale campylobacters prevalentie van 86%, vergeleken met 24% voor brandganzen en 14% voor vee (Waldenström et al. 2006). De dominerende bacterie bij brandgans was *Helicobacter canadensis*, die niet in andere vogels of bij vee werd vastgesteld en is geïsoleerd bij mensen met enteritis en bacteremie (Fox et al. 2000, Andersen 2001). Bovendien is het taxonomische gerelateerde *H. pullorum* vastgesteld in pluimvee en in kippenproducten voor de detailhandel (Atabay et al. 1998). De bovenstaande studies suggereren dat de potentiële volksgezondheidskosten verbonden aan verspreiding van vogelgriep en campylobacters door brandganzen hoog kunnen zijn, maar de daadwerkelijke kosten zijn tot op heden niet te achterhalen en vermoedelijk laag, ook in vergelijking met andere wilde vogelsoorten.

4.2.2 Baten van huidig beleid

Realisering internationale verplichtingen

De bescherming van de brandgans is in Nederland geregeld in de Wet natuurbescherming die in januari van dit jaar, 2017, van kracht werd. Deze wet geeft uitvoering aan de Europese Vogelrichtlijn en ook wordt de decentralisatie van het natuurbeleid naar provincies geëffectueerd. In de periode daarvoor werd de bescherming van de Brandgans geregeld in de Flora- en faunawet en een deel van hun leefgebieden werd beschermd via de Natuurbeschermingswet 1998.

Een van de baten van de toenemende brandganzenpopulatie is dat de internationale verplichtingen die Nederland heeft binnen Europa voor de duurzame instandhouding van de brandganzenpopulatie relatief eenvoudig bewerkstelligd worden. De realisering van deze doelstellingen zijn niet eenvoudig te vertalen naar maatschappelijke baten in termen van een MKBA. Daarvoor is de link tussen beleidsdoelstellingen en de optelsom van individuele baten van burgers te indirect. Op dit moment is de status van de Brandgans dusdanig, zowel in Nederland als in Europa, dat er nauwelijks tot geen maatregelen genomen hoeven te worden (= kosten) om de gunstige staat van instandhouding van de soort in Nederland (= baten) te bevorderen. Van belang is wel om te kunnen constateren of de 'duurzame instandhouding' bij een van de alternatieven in gevaar kan komen. Dat zou dan een onderscheidende betekenis kunnen krijgen.

Belevingswaarde van ganzen voor natuurliefhebbers

Hoewel aan natuurbeleving een grote maatschappelijke betekenis wordt toegekend, is het niet eenvoudig om deze geobjectiveerd te waarderen. Het aantal personen dat van de aanwezigheid van ganzen geniet en hoe groot dat plezier is, wordt bijvoorbeeld in het geheel niet geregistreerd. Alleen

indirect kunnen hier kwalificaties voor worden gemaakt. Enig houvast bij het bepalen van het type baten is gegeven door filosofisch werk van Grisez et al. (1987), zie ook Alkire (2002). Zij lieten zien dat al het menselijk handelen voortkomt uit zeven basis redenen of motieven. Aan de uitkomsten van die handelingen hechten we een waarde:

- Het leven zelf. Het gaat dan om veiligheid en gezondheid, hier niet echt in het geding. We verhongeren niet als we geen ganzen eten. Toch past ganzenvlees in dit motief.
- Kennis en esthetische ervaring. Het gaat hierbij met deze kennis nadrukkelijk over kennis zoals een individu dat kan ervaren, dus inclusief de wetenschap die mensen kunnen hebben dat de brandgans een intrinsieke waarde heeft. Dat is hier breed aan de orde.
- Werk en spel. Dit is hier voor sommigen relevant.
- Vriendschap. De brandgans is hier waarschijnlijk hooguit indirect relevant, bijv. voor de vriendschap die vogelaars met elkaar kunnen hebben.
- Zelfintegratie. De brandgans speelt daarin waarschijnlijk doorgaans een marginale rol.
- Zelfexpressie, idem.
- Religie (buiten 'de wilde ganzen' waarschijnlijk niet).

De belangrijkste reden om er een ganzenbeleid op na te houden, ligt dus in de sfeer van kennis en esthetische ervaring.

Op internet worden wel excursies aangekondigd en dat zal tevens in de lokale weekkranten en via andere lokale circuits gebeuren. In 2016 zijn er excursies geweest of aangekondigd op internet in drie van de vier noordelijke provincies (6 maart Waterland; 26 november Bargerveen en 3 december Gaasterland). In Friesland zijn jaarlijks enkele gerichte ganzenexcursies (S. Boersma pers. comm. 2016), met enthousiaste, actieve vrijwilligers als doelgroep, die getraind worden om ganzen te tellen en de halsbanden of ringen in het veld af te lezen. Daarnaast zijn er voor een breder publiek excursies waarbij ganzen een belangrijk onderdeel van de excursie betreffen. Af en toe komen er vogelaars uit andere delen van Nederland om ganzen te kijken en af te lezen. Het is waarschijnlijk dat deze groepen natuurliefhebbers de lokale middenstand op bescheiden wijze stimuleren via eten, brandstof en mogelijk een overnachting, hoewel met de groei van ganzenpopulaties ook elders in Nederland de noodzaak om naar de noordelijke provincies te reizen mogelijk wat is afgenomen. Veel excursiedeelnemers zijn afkomstig uit de regio, maar soms ook van verder weg. Dit hangt mede af hoe de excursie is aangekondigd in de (social) media. Soms zijn er verzoeken van externen voor een excursie, zoals natuurliefhebbers uit België en Duitsland. Zuidwest-Friesland is vooral in trek vanwege de Kleine rietgans die elders zeldzamer is. Er zijn ook vogelaars speciaal om ganzenringen af te lezen (zie ook www.geese.org). Deze komen ook vanuit het hele land en besteden ook geld aan horeca en brandstof, maar uiteraard ook aan verrekijkers, telescopen en telenzen. Vogelambassadeur Nico de Haan heeft weleens bustocht-excursies georganiseerd om ganzen te zien. Waarneming.nl organiseert nu excursies in Zeeland en er zijn plannen om dit ook voor Friesland te doen. Arrangementen van restaurant/hotel & ganzentoerisme zijn echter nooit opgepakt, zelfs niet in het hart van de Kleine rietgans-pleisterregio.

Box 1. MKBA van ganzen in Schotland (1998)

In 1998 is er voor Schotland een MKBA reviewstudie verricht naar de kosten en baten van ganzen (Sankey & Shedden, 1998). Dit is in opdracht van het Nationale Ganzen Forum (National Goose Forum) uitgevoerd door de Britse vogelbescherming (RSPB: Royal Society for the Protection of Birds) en de Britse Jacht en Natuurbeheer associatie (BASC: British Association for Shooting and Conservation). Zij concluderen dat er weinig publicaties zijn over de baten van ganzen voor lokale economieën. Een studie uit 1988 op het eiland Islay suggereert dat vogelaars, met name gericht op ganzen, in de winter ca. £180.000 aan revenuen opleverden. De totale besteding van ecotoeristen in Schotland werd geschat op £105 miljoen in 1996. Ook de jacht bracht veel baten met zich mee. In het winterseizoen van 1988-1989 reisden 3300 BASC-leden van buiten Schotland naar Schotland om ganzen te jagen. Dit resulteerde in een geschatte besteding van £47,2 miljoen. Alle bestedingen rond ganzenjacht in Schotland meegenomen, zou dit ruim 7000 fte aan banen ondersteunen en een inkomen van £52,8 miljoen genereren in 1988-1989. Toerismebureaus konden weinig nieuwe informatie leveren, maar bevestigden dat ganzen een significant voordeel geven in delen van Schotland. In totaal werd ingeschat dat vogelaars en ganzenjagers £5,4 miljoen per jaar aan de lokale economie spenderen rond Schotse ganzengebieden. £3,6 miljoen daarvan kon direct worden toegeschreven naar de ganzen zelf. Aan de hand van factoren uit een studie van de Schotse Toerisme sector werd door extrapolatie geschat dat ganzen resulteerden in 100 fte aan banen en een inkomen van £1,1 miljoen aan de lokale economie. Dit komt voor 53% tot stand vanuit jacht, 42% door ganzentoerisme en 5% door watervogeltoerisme langs de kust.

De studie concludeert dat ganzen een significant voordeel bieden aan de plattelandseconomie door ganzentoerisme en -jacht. Deze opbrengsten zijn waarschijnlijk significant in vergelijking met de kosten die ganzen veroorzaken aan agrarische gewassen. Veelal zijn de mensen die financieel profiteren van ganzentoerisme en -jacht niet dezelfde als de mensen die schade ondervinden. Vandaar dat wordt aanbevolen daar meer balans in te vinden om een gezonde populatie ganzen te behouden.

Belevingswaarde van ganzen voor vogelaars

Als proxy-maat voor het plezier dat ganzenliefhebbers beleven, kunnen we het aantal waarnemers dat geniet van ganzen gebruiken, omdat die waarnemers de observaties van ganzen ergens melden. De belevingswaarde van ganzen wordt dan uitgedrukt in het aantal waarnemers dat de ganzen observeert. Sinds 1996 is er een sterke toename van de aantallen invoeringen van waarnemingen van brandgans in de website van waarneming.nl (Bijlage 2). Vooral na 2005 is er sprake van een sterke stijging, die overigens overeenkomt met de stijging van de gemiddelde aantallen brandganzen in Noord-Holland en Drenthe, maar niet in Friesland, waar die stijging al eerder optrad. In totaal betreft het tussen 1996 en 2016 ruim 39,000 ingevoerde waarnemingen van (1 of meerdere) brandganzen via waarneming.nl in de vier noordelijke provincies, vooral in Friesland en Noord-Holland (Bijlage 2). Omdat de tijdsinvestering per waarnemer onbekend is en dergelijke waarnemingen alleen anoniem beschikbaar zijn, is het niet mogelijk te kwantificeren hoeveel waarnemers hierbij betrokken waren. Het aantal deelnemende watervogeltellers bij mid-maandelijkse watervogeltellingen in de vier noordelijke provincies is wel bekend en als volgt: Noord-Holland 310; Friesland 198, Groningen 104, Drenthe 91. In totaal gaat het dus om 703 tellers die gemiddeld 5 uur per telling gebruiken. Ze tellen in de maanden september tot en met april (8 maanden), wat neerkomt op een totale tijdsinvestering door deze groep van (703 tellers x 5 uur =) 28.120 uur per winter (Bijlage 2).

Belevingswaarde van ganzen voor ringaflezers

Als index voor het plezier dat ganzenliefhebbers beleven, gebruiken we het aantal mensen dat ringen of halsbanden van ganzen of brandganzen afleest. Ringaflezers voeren hun aflezingen van ringen of halsbanden in bij geese.org, een speciaal voor dit doel opgezet web-portaal dat ringaflezingen van ganzen vastlegt en beheert en erop toeziet dat die aflezingen gebruikt worden bij onderzoek (zie www.geese.org). Hier kan behalve gegevens over de waargenomen vogel ook worden ingevoerd hoeveel mensen betrokken waren bij de waarneming. Omdat niet iedereen van deze optie gebruikmaakt bij invoeren, betreft het een minimum schatting van de aantallen mensen die bij een aflezing betrokken zijn. Het merendeel van die waarnemers (82% van het totaal) lazen ringen of halsbanden af in Friesland (Bijlage 2), waar ook de gemiddelde groepsgrootte van waarnemers en het aantal aflezingen per ringaflezer hoger was dan in de andere provincies. Dit suggereert dat de relatief hoge aantallen brandganzen in Friesland een dienst leveren voor meer waarnemers, die bovendien meer ganzenringen aflezen (lees: meer baten worden ondervonden per persoon). Bij de afzonderlijke gerapporteerde aflezingen van brandganzen was een cumulatief aantal van 18.077 waarnemers betrokken op 1078 verschillende dagen in periode 1996-2016, wat overeen komt met ca. 21% van het

aantal beschikbare winterdagen in 1996-2016 (Bijlage 2). Het aantal brandganswaarnemers betrof een kwart van de waarnemers van alle afgelezen ganzen in de vier provincies. Voor alleen brandgans zijn winterse ringaflezingsen geconcentreerd langs de IJsselmeerkust en het noorden van Friesland (inclusief de eilanden), vooral in en rond de opvanggebieden (Bijlage 2).

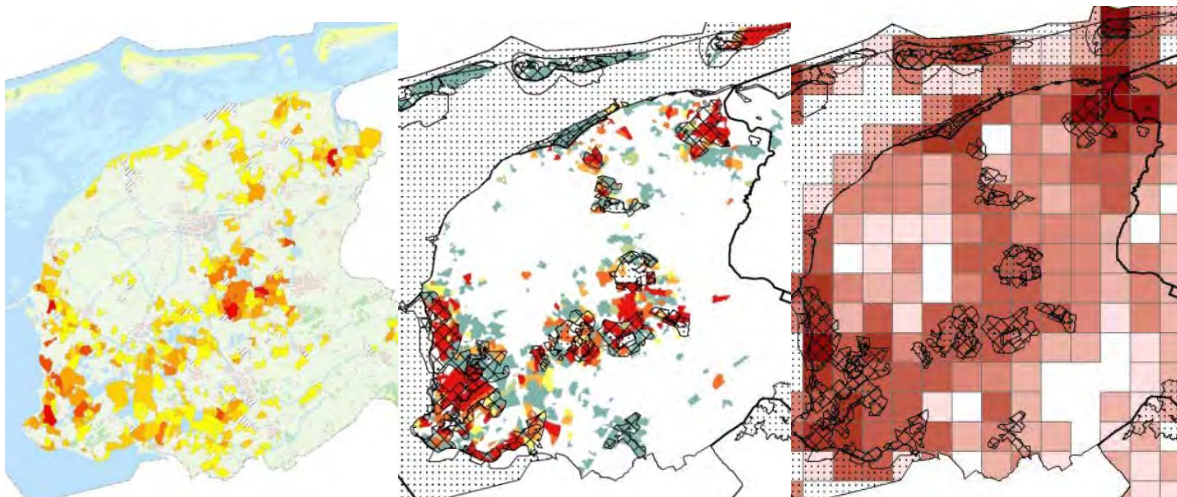
Ganzenvlees

Vlees van wilde dieren wordt na afschot veelal geconsumeerd en een enkele keer als kadaver in het veld achtergelaten als aas voor fauna. Vaak wordt het door de jager zelf geconsumeerd, soms wordt het weggegeven of onderhands verhandeld en een deel wordt afgezet aan de horeca. Keuper & Guldemond (2014) melden dat jagers van het door hen geschoten wild 67% zelf consumeren of weggeven. Wat ze verkopen, levert gemiddeld € 153 per jaar op. Indien het weggegeven vlees daarbij zou worden opgeteld, zou dat ca. €470 per jager per jaar opleveren en voor alle jagers samen ca. € 1,3 miljoen. De opbrengst van grofwildvlees bij de detailhandel is inmiddels beter ontwikkeld en wordt door Bade et al. (2010) geschat op € 890.000 (data van 2005). De prijs per kg wildvlees varieerde in 2005 van € 2,25 – 3,25 / kg. Als dat op de winterganzen wordt betrokken en daarvoor een prijs van € 2/kg word berekend en er gemiddeld 45.000 worden geschoten in Friesland (Fryske guozzenoanpak – evaluatie 2016), dan zou dat grofweg € 90.000 betreffen voor Friesland.

Het is niet mogelijk gebleken om een indruk te krijgen hoeveel ganzen concreet voor consumptie beschikbaar komen, hetzij via de jager, hetzij via de horeca, in de vier noordelijke provincies. Op de website van de jagersvereniging is wel een overzicht te vinden van adressen van winkels, jagers die wild aanbieden en restaurants (Bijlage 2). Emilie Wijers geeft voor provincie Noord-Holland aan dat de zomerganzen die door vangst en vergassing beschikbaar komen vooral worden afgezet in Frankrijk en Oost-Europa, landen waar gans culinair meer wordt gewaardeerd. Een klein deel wordt in Nederland afgezet, onder andere op een manier dat het dier schoongemaakt met een recept verkrijgbaar is. Winterganzen worden niet vergast maar geschoten, wat betekent dat er hagel in de bout kan zitten. Overigens was tot dit seizoen de beschermde brandgans niet "verhandelbaar", en was er dus ook geen afzet voor vlees mogelijk (het gebruik van brandganzenvlees blijft dus hypothetisch; Fryske guozzenoanpak 2014).

4.2.3 Ruimtelijke overlap in kosten en baten

Er bestaat een sterke ruimtelijke overlap in de kosten en baten die geassocieerd zijn met brandganzen. Niet alleen worden de verschillende typen baten op dezelfde plek benut, de kosten worden vaak ook op diezelfde plekken gegenereerd. Veelal zijn de mensen die financieel profiteren van ganzentoeisme en -jacht echter niet dezelfde als de mensen die schade ondervinden (zie ook Box 1). Baten van het plezier van ganzen kijken worden vooral genoten door natuurliefhebbers, vogelaars en ringaflezers in opvanggebieden en Natura 2000-gebieden met hoge concentraties brandganzen in de winter, zoals het Friese IJsselmeergebied, rond de meren en het Lauwersmeergebied, maar ook daarbuiten. Dit zijn vaak ook de gebieden waar de meeste vraatschade plaatsvindt (Figuur 4), wat in het geval van de opvanggebieden ook het streven van beleid is. Een ruimtelijke analyse van kosten en baten laat echter ook zien dat er veel schade is (net) buiten opvanggebieden, vooral in centraal en Zuidwest-Friesland. Dit geeft aan dat het Friese opvangbeleid onvoldoende effectief lijkt op dit moment. Brandganzen die schade veroorzaken aan de randen van opvanggebieden of Natura-2000 gebieden zorgen voor een ruimtelijk conflict: verjaag- en bejaagacties overlappen regelmatig met opvanggebieden en zelfs Natura 2000-gebieden, of grenzen daaraan, wat de effectiviteit van de opvang geen goed doet. Bovendien kan ondersteunend afschot hier ten koste gaan van de natuurbeleving in de opvanggebieden en Natura 2000-gebieden. Al met al suggereren de ruimtelijke gegevens dat de beperking van kosten door vraatschade door opvang en verjaging met ondersteunend afschot op dit moment onvoldoende efficiënt gebeurt, terwijl het ondersteunende afschot in de buurt van of zelfs grenzend aan opvang- en Natura 2000-gebieden ten koste kan gaan van de baten die ganzen leveren voor natuurliefhebbers of ganzenkijkers.



Figuur 4 Locatie van (a) verjaag- en bejaagacties van ganzen in 2015/16, (b) de schade door brandganzen op percelen in 2015/16, en (c) de waarnemingen van brandganzen in 1996-2016 in Friesland. Opvanggebieden zijn gearceerd, Natura 2000 gebieden gestipt.

4.3 Verandering van kosten en baten bij de alternatieve beheersscenario's

Bovenstaande informatie kan behulpzaam zijn bij het schatten van de veranderingen in kosten en baten bij de verschillende scenario's ten opzichte van de uitgangssituatie (de huidige inspanningen). Uitgangspunt bij de bespreking van de scores is dat de scenario's op zichzelf effectief zullen zijn. Dat wil zeggen: bij scenario 'goed werkende opvanggebieden' lukt het om gebieden te creëren waar ganzen daadwerkelijk naartoe geleid worden. De verdeling van ganzen over het landschap verandert als het gevolg van effectieve opvang met een sterkere concentratie in opvanggebieden. Bij het scenario 'effectieve bejaging' lukt het om ganzen vooral te verjagen van de schadegevoelige percelen, zodat van schadereductie sprake is. Bij scenario 'effectieve aantalsonttrekking' lukt het om een afschot te realiseren waarbij de populatie daadwerkelijk afneemt.

Hierboven zijn de resultaten van de workshop reeds gepresenteerd en op hoofdlijnen beschreven. Hieronder willen we in beeld brengen hoe de inschattingen van de betrokkenen zich verhouden tot de bevindingen die in de literatuur zijn gevonden. We gaan daartoe per scenario de scores voor de verschillende kosten en baten na. De pijlen in Figuur 5 geven aan of er op basis van de literatuurgegevens aanleiding is de scores te verlagen (rode pijlen) dan wel te verhogen (groene pijlen). De verschillen geven een discrepantie aan tussen de scores van de betrokkenen en de wetenschappelijke data, ze hebben niet de pretentie of het doel de scores die in de workshop zijn gegeven goed- of af te keuren.

Productiederving

Met productiederving wordt bedoeld op verlies van gewas buiten opvanggebieden en op boerenland binnen opvanggebieden. Er is aangenomen dat natuurreservaten geen schade ondervinden. De meeste schade toegekend aan brandganzen vond de afgelopen jaren plaats binnen ganzenfoerageergebied in Friesland (Tabel 3). In Drenthe werd relatief de minste schade toegekend binnen ganzenfoerageergebieden. Het is aannemelijk dat bij continuering van huidig beleid deze verdeling van schade over foerageergebieden en daarbuiten vergelijkbaar blijft. Bij het scenario 1 'goed werkende opvanggebieden' mag verondersteld worden dat productiederving omlaag zal gaan, omdat relatief meer brandganzen zullen foerageren binnen opvanggebieden en de schade daarbuiten zal verminderen. De mate waarin de productiederving omlaaggaat, wordt nu relatief als gering effect gescoord, veel kleiner dan in scenario 3 'effectieve aantalsonttrekking'. Echter, de ruimtelijke geleiding van foeragerende ganzen is naar verwachting sterker bij 'effectieve opvang' dan bij alleen 'effectieve aantalsreductie' (Van der Zee et al. 2009; Kleijn et al. 2009; Schekkerman et al. 2014; Koffijberg et al. 2017); als we ervan uitgaan dat opvanggebieden bij 'goedwerkende opvanggebieden' zo goed gaan werken dat meer dan 90% van de schade daar zou plaatsvinden, zal de schadereductie aanzienlijk zijn, terwijl bij een 'effectieve aantalsreductie' van ganzen zonder ruimtelijke geleiding nog steeds relatief veel schade zal optreden buiten foerageergebieden (proportioneel evenveel als nu het geval is).

Brandganzen die schade veroorzaken aan de randen van opvanggebieden of Natura 2000-gebieden zorgen voor een ruimtelijke spanning tussen opvangen en verjagen. Verjaag- en bejaagacties vinden nu regelmatig plaats aan de randen van opvanggebieden en Natura 2000-gebieden, wat de effectiviteit van de opvang ondermijnt. Mogelijk kan de gesignaleerde overlap deels veroorzaakt worden door onnauwkeurigheid van GIS-bestanden en de begrenzing van postcodegebieden, maar dat zal niet in alle gevallen de verklaring zijn. Ondersteunend afschot in de buurt van opvanggebieden en Natura 2000-gebieden kan ook ten koste gaan van de natuurbeleving in die gebieden. Al met al suggereren de ruimtelijke gegevens dat de beperking van kosten door vraatschade door opvang en verjaging met ondersteunend afschot op dit moment onvoldoende efficiënt gebeurt, terwijl het ondersteunende afschot in de buurt van of zelfs grenzend aan opvang- en Natura 2000-gebieden ten koste kan gaan van de baten die ganzen leveren voor natuurliefhebbers of ganzenkijkers. Bij scenario 2, waar sprake is van effectievere verjaging dan nu het geval is, is het waarschijnlijker dat productiederving afneemt in plaats van toeneemt (pijl b), zoals voor kolganzen is vastgesteld (Schekkerman et al. 2014).

Tabel 3 Verdeling van de uitgekeerde schade (procentueel binnen een provincie) toegekend aan brandganzen binnen en buiten ganzenfoerageergebied (GFG), in de winterseizoenen in de periode 2003/04 - 2015/16.

Provincie	buiten GFG	binnen GFG
Drenthe	74.4	25.6
Friesland	33.5	66.5
Groningen	58.0	42.0
Noord-Holland	54.3	45.7

Verjaagkosten (c)

Uit de rapportage over de verleende derogaties van de Vogelrichtlijn (Sanders et al. 2016) en de daaraan ten grondslag liggende datafile kon achterhaald worden dat er onder de derogatievergunningen 11,195 brandganzen geschoten zijn in de vier noordelijke provincies sinds 2014 (Bijlage 2). Niet duidelijk is geworden hoe volledig deze rapportages zijn, hoewel de cijfers voor Friesland geheel gebaseerd zijn op het FRS-systeem. De derogaties omvatten veelal andere tijdsperiodes van geldigheid (de 'oudste' startte in april 2014) en ook de wijze van doden is niet altijd gespecificeerd. Schadebestrijding richt zich vooral op ganzen; ca. 90% van de kosten heeft betrekking op ganzen.

Op dit moment maakt de variatie in ruimte en tijd van opvanggebieden de effectieve uitvoering van de opvanggebieden problematisch. Voor een effectieve werking zouden foerageergebieden (1) voor de gehele duur van het verblijf in de winterperiode beschikbaar moeten zijn, (2) dicht bij slaapplekken moeten liggen en (3) voldoende groot en aaneengesloten moeten zijn (Kleijn et al. 2009; Jensen et al. 2008). Hoewel er grote aaneengesloten opvanggebieden voorkomen, lijken gefragmenteerde en soms kleine opvanggebieden in de noordelijke provincies – die ook nog eens variëren gedurende de winter – op dit moment onvoldoende een effectieve opvang van ganzen en reductie van schade te bewerkstelligen (pijl b). Bij scenario 1 'goed werkende opvanggebieden' (pijl c) zullen opvanggebieden vooral (1) beter van vorm zijn (robuuster van vorm, grootte, geen onregelmatige rand) en (2) een aaneengesloten rustgebied vormen zonder exclaves. Daarmee is het waarschijnlijk dat het aantal verjaagacties lager zal worden in plaats van hoger; de ganzen zullen sneller en beter 'leren' waar wel en niet te foerageren (Koffijberg et al. 2017).

Beheerkosten

De provincies Noord-Holland, Friesland en Groningen hebben als beleidsdoelstelling om de schade door ganzen in enkele jaren terug te brengen tot een 'acceptabel' niveau, of een 'drastische reductie'. Voorgestelde maatregelen om daartoe te komen, zijn onder andere intensievere verstoring, kortere winterrust en verjaging met ondersteunend afschot (Bijlage 2). Bij scenario 1 'goed werkende opvanggebieden' (blauwe staaf) mag verondersteld worden dat beheerkosten niet omhoog maar juist omlaaggaan als het opvangbeleid verbetert ten opzichte van de huidige situatie (zie ook Koffijberg et al. 2017). Met efficiëntere opvang zullen minder ingrepen en compensatie-uitkeringen nodig worden. Bij scenario 2 'effectieve verjaging' mag verondersteld worden dat beheerkosten omlaaggaan als de verjaging verbetert ten opzichte van de huidige situatie. Met efficiëntere verjaging zullen minder ingrepen en compensatie-uitkeringen of schadevergoedingen nodig worden. Er mag bovendien verondersteld worden dat beheerkosten omlaaggaan als het aantal ganzen afneemt ten opzichte van de huidige situatie. Met efficiëntere aantalsonttrekking zullen minder ingrepen en compensatie-uitkeringen nodig worden. Grote vraag is echter welke mate van aantalsreductie leidt tot schadereductie. Dat is op dit moment onbekend. In algemene zin lijken de beheerkosten bij alle scenario's dus overschat te zijn.

Beleidskosten

Verwacht mag worden dat beleidskosten omlaaggaan als het opvangbeleid verbetert ten opzichte van de huidige situatie. Immers, bij een verbeterde ganzenopvang zal de maatschappelijke overlast (buiten de gebieden) verminderen en zal er minder beleidsinzet nodig zijn om die overlast te reduceren. Er mag verondersteld worden dat beleidskosten omlaaggaan als de verjaging verbetert ten opzichte van de huidige situatie. Er mag verondersteld worden dat beleidskosten omlaaggaan als het aantal ganzen afneemt ten opzichte van de huidige situatie. Voor de beleidskosten lijken de effecten dus algemeen te worden overschat.

Ziekteverspreiding

Als er minder ganzen zijn, kan verwacht worden dat ziekteverspreiding omlaaggaat, omdat de kans op ziekteverspreiding afneemt met lagere aantallen. Tegelijkertijd kan verjaging ook een tegengesteld effect hebben. Immers, grootschalige afschot kan leiden tot meer verplaatsingen van ganzen en daarmee grotere verspreiding van ziekten (Rappole & Hubálek 2006). Het is daarmee niet op voorhand in te schatten hoe groot dit risico is en wat het effect van de verschillende scenario's zal zijn voor dat risico.

Internationale verplichtingen

Een van de baten van de toenemende brandganzenpopulatie is dat de internationale verplichtingen die Nederland heeft binnen Europa voor de duurzame instandhouding van de brandganzenpopulatie relatief eenvoudig bewerkstelligd worden. Nederland is een cruciaal overwinteringsgebied voor de brandgans en heeft in dit verband een grote verantwoordelijkheid voor beheer van de flyway-populatie. Op dit moment worden de nationale en gebiedsdoelstellingen ruim gehaald in Nederland. Er hoeven op dit moment nauwelijks tot geen maatregelen genomen te worden (= kosten) om de gunstige staat van instandhouding van de soort in Nederland (= baten) te bevorderen (Bijlage 2). Net als bij een verbetering van opvanggebieden lijkt het waarschijnlijk dat effectieve verjaging (met minder ondersteunend afschot dezelfde of een grotere mate van reductie van schade) leidt tot een

verbetering van het nakomen van internationale verplichtingen, omdat met minder afschot de populatiegrootte beter blijft voldoen aan de gestelde doelpopulaties dan bij meer afschot. Met effectieve aantalsonttrekking, dat wil zeggen die aantalsonttrekking die leidt tot (substantiële) schadereductie, zal een groter deel van de winterpopulatie van brandgans geschoten moeten worden dan nu het geval is. Bij een dergelijke mate van populatiereductie wordt de kans dat de internationale behoudsdoelstelling in gevaar komt groter dan nu het geval is.

Beleving en landschap

Hoewel aan natuurbeleving een grote maatschappelijke betekenis wordt toegekend, is het niet eenvoudig om deze geobjectiveerd te waarderen en te monetariseren. Het aantal personen dat van de aanwezigheid van ganzen geniet en hoe groot dat plezier is, wordt bijvoorbeeld in het geheel niet geregistreerd. Alleen indirect kunnen hier kwalificaties voor worden gemaakt. Bij het scenario 'effectieve verjaging', waarbij meer wordt verjaagd dan nu het geval is, en wel in alle landbouwgebieden waar schade is en buiten opvanggebieden, ligt het voor de hand dat de beleving van natuur en landschap, die zich voornamelijk in en rond de opvanggebieden zal concentreren, toeneemt in plaats van afneemt (hierbij zal voorlichting over waar wel en niet wordt verjaagd een rol spelen).

Recreatie en toerisme

Bij het scenario 'effectieve verjaging', waarbij meer wordt verjaagd dan nu het geval is, en wel in alle landbouwgebieden waar schade is en buiten opvanggebieden, ligt het voor de hand dat recreatie en toerisme, die zich voornamelijk in en rond die opvanggebieden zullen concentreren, juist zullen toenemen in plaats van afnemen (hierbij zal voorlichting over waar wel en niet wordt verjaagd een rol spelen). Het negatieve effect voor dit scenario lijkt dus sterk overschat.

Ganzenvlees

Vlees van wilde dieren wordt na afschot veelal geconsumeerd en een enkele keer als kadaver in het veld achtergelaten als aas voor fauna. Bij goed werkende opvanggebieden zal er minder noodzaak zijn voor verjaging met ondersteunend afschot. Om die reden zal de beschikbaarheid van ganzenvlees eerder afnemen dan toenemen. Bij het scenario 'effectieve verjaging' is voor ondersteunend afschot geen plaats (want niet-passend). Om die reden zal de beschikbaarheid van ganzenvlees naar verwachting bij dit scenario eerder afnemen dan toenemen.

5 Discussie

Kosten en baten: voorkomen van dubbeltellingen

De opdracht van de studie is het inzichtelijk maken van maatschappelijke kosten en baten. In het overzicht hebben we aandacht geschonken aan alle kosten en baten van boeren, jagers, recreanten, aanleverende bedrijven en overheden. Daarbij is zo veel mogelijk gebruikgemaakt van de recentste richtlijnen volgens Romijn en Renes (2013). Toepassing van deze methode voorkomt dubbeltellingen. Wat we willen vergelijken, is het totaal aan maatschappelijk baten bij uitvoering een beleidsvariant ten opzichte van die in andere varianten. Er doen zich veel situaties voor waarbij kosten voor de één baten opleveren voor een ander. Maatschappelijk gezien vallen deze zogeheten 'inkomensoverdrachten' tegen elkaar weg. Zo zijn de inspanningen en uitgaven van overheden kosten voor de gemeente, terwijl ze ook inkomen opleveren voor een aantal van haar inwoners. Dat is bijvoorbeeld het geval als er met het aanstellen van ambtenaren werkloosheid wordt voorkomen en daardoor de totale arbeidsproductiviteit stijgt (Romijn en Renes, 2013). Omdat de uitgaven aan ganzenproblematiek vanuit het provinciale bestuur als problematisch worden ervaren (omdat het haar budget betreft dat gelimiteerd is), hebben we deze uitgaven wel inzichtelijk gemaakt. Iets dergelijks geldt ook voor de uitgaven die in het kader van hobby's worden gedaan (jagen, vogels kijken e.d.). Strikt genomen zijn dat geen maatschappelijk kosten, want ze worden gedragen vanuit eigen liefhebberij. Het gaat dan niet om kosten door negatieve effecten van ganzenopvang met een inkomenseffect. Het zijn juist inkomensbestedingen die een rol kunnen spelen bij de bepaling van de hoogte van de baten. Pas wanneer er professionele jagers worden aangesteld of professionele ganzenonderzoekers worden aangetrokken, kunnen de uitgaven wel als maatschappelijke kosten worden aangemerkt.

Van ganzen naar brandganzen

De ganzenproblematiek in de noordelijke provincies betreft in deze periode voornamelijk brandganzen. Daarom is er door provincie Fryslân gevraagd te focussen op deze soort. Bij het op een rij zetten van kosten en baten heeft dat soms wat kunstmatigs. Dat is bijvoorbeeld het geval bij de baten rond beleving. Het bekijken en beleven van ganzen zal niet specifiek aan brandganzen zijn verbonden, de beleving zal verbonden zijn aan het hele scala van (ganzen)soorten. Bij het differentiëren van de belevingswaarde bij de verschillende scenario's is daarom niet zozeer de brandgans centraal gesteld als wel de wijze waarop ganzen in het algemeen kunnen worden beleefd. De ruimtelijke invulling (voorspelbaarheid waar ze wel of niet met rust worden gelaten, rust) zal hierin maatgevend zijn.

Betekenis scenario's

De uiteindelijk gehanteerde scenario's zijn opgesteld vanuit verschillende – op dit moment adequaat geachte – invalshoeken om de ganzenproblematiek te beheersen: doorgaan met de huidige praktijk (nulscenario); verjagen van de plekken waar de grootste schade wordt aangericht (effectieve verjaging); optimalisering van de opvanggebieden (goed werkende opvang) en reduceren van de populatie (effectieve aantalsonttrekking) tot zodanige omvang dat de overlast aanvaardbaar is (drie alternatieve scenario's). De huidige aanpak is niet bevredigend en de vooronderstelling is dat de oplossing in een van de drie alternatieve scenario's moet worden gezocht². De bedoeling was om de betrokkenen te raadplegen over wat hun fiducie in de alternatieve scenario's is om kosten en baten zo evenwichtig mogelijk te benaderen. Daarbij geldt de huidige aanpak als referentie. Met de raadpleging van de betrokkenen kan tot een gezamenlijke keuze worden gekomen van de te bewandelen wegen om de ganzenproblematiek te verkleinen.

Het is niet noodzakelijk dat in het vervolg een van de scenario's wordt gekozen, met uitsluiting van de andere scenario's. Het is goed denkbaar dat voor een combinatie uit de verschillende scenario's wordt gekozen. De inzichten zoals die zijn verzameld in de verschillende scenario's kunnen met elkaar worden gecombineerd bij het maken van keuzes.

² De verschillen tussen de scenario's richten zich direct op de ganzen. Het is niet overwogen om bijvoorbeeld op andere vormen van grondgebruik over te gaan die voor ganzen minder aantrekkelijk zijn.

Betekenis scoretabel

De betrokkenen zijn uit een zo breed mogelijke kring genodigd: zij die directe schade ondervinden (boeren), die ganzen zo veel mogelijk de vrije ruimte willen geven (natuurliefhebbers), die bij de regulering betrokken zijn (WBE, jagers), die beleidsmatig betrokken zijn (ambtenaren) en ganzendeskundigen (onderzoekers). De 'gewone ganzengenieters' en zij die mogelijk voordeel hebben van aanwezigheid van de ganzen (de horecaondernemer e.d.) waren niet specifiek vertegenwoordigd. Deze zijn niet zodanig in de ganzenproblematiek geïnvolveerd dat ten aanzien van scenariokeuze tijdens de workshop een op ervaring gebaseerde inbreng verwacht mocht worden. Wel hebben ambtenaren die betrokken zijn bij het recreatiebeleid deze aspecten meegenomen bij hun inbreng.

Aan de betrokkenen is voor de verschillende kosten- en batenaspecten gevraagd om door middel van een score aan te geven of die zich ten opzichte van het nulscenario in positieve of in negatieve richting zouden ontwikkelen. Dat was in veel gevallen geen eenvoudige opgave, vooral omdat ze pas tijdens de bijeenkomst van de scenario's kennis konden nemen en ter plekke om een reactie werd gevraagd. Bij het geven van de scores werd het vaak als verlichtend ervaren dat er geen absolute score behoeft te worden gegeven, maar dat een vergelijking met de huidige aanpak volstond. Het is duidelijk en begrijpelijk dat het bij het toekennen van de scores voor de betrokkenen belangrijk was dat hun eigen knelpunten goed voor het daglicht zouden komen. Omdat er een zo compleet mogelijke lijst van kosten en baten was opgesteld, kon eenieder zich in de punten die hij/zij belangrijk vond herkennen en verliep het geven van de scores soepel. Het feit dat de kosten en baten verschillende 'adreskaartjes' hadden (oogstverliezen zijn kosten voor de boer; beleevingswaarde van de ganzen gelden voor iedereen) droeg bij aan een evenwichtige score. Deze evenwichtigheid werd verder versterkt doordat het om een vergelijking van aanpakken ging, het ging niet om absoluut inzicht.

De scores zijn verzameld in drie afzonderlijke groepjes. Hoewel de methodiek van tevoren wel besproken was, leidde interactie met de deelnemers toch tot een wat verschillende werkwijze. In het ene groepje is gediscussieerd en heeft men groepsgewijs gescoord, terwijl in een andere groepje na discussie individueel is gescoord. In de totaaltabel zijn de scores van de drie groepjes even zwaar gewogen. De totaalscore van Figuur 5 geeft een gewogen gemiddelde weer van alle aanwezigen en lijkt daarmee een redelijk evenwichtig beeld te geven. De vraag is wel in hoeverre de scores zijn beïnvloed doordat niet alle groeperingen in gelijke aantallen vertegenwoordigd waren. Zou een grotere opkomst van boeren of van natuurliefhebbers tot een heel andere verhouding van de scores hebben geleid? Dit zal wellicht enigszins het geval zijn, maar omdat aan een breed scala van kosten en baten aandacht is geschonken en er onderling is gediscussieerd voordat de scores werden ingevuld, lijkt dit effect van beperkte omvang. De totaaltabel is na de workshop via e-mail aan alle betrokkenen voorgelegd en het beeld dat de tabel geeft, heeft niet tot 'protesten' geleid. Wel is de scoretabel voor enkelen aanleiding geweest om een nadere reactie te geven: van de kant van de melkveehouders en van de kant van jagers en van een provinciaal ambtenaar (opgenomen als Bijlage 3). Deze reacties geven een dieper inzicht in de overwegingen en opvattingen van betrokkenen. Eén reactie zoekt de oplossing in de combinatie van 'goed werkende opvanggebieden' en 'effectieve aantalsonttrekking'. In 'effectieve verjaging' heeft men minder fiducia. Een tweede reactie geeft aan dat goed/beter werkende opvanggebieden ('goed werkende opvanggebieden') niet realiseerbaar zijn en dat van 'effectieve verjaging' weinig kan worden verwacht, omdat schadegevoelige percelen pas kunnen worden geïdentificeerd nadat de schade is toegebracht zodat daar weinig van kan worden verwacht en ten slotte dat 'effectieve aantalsonttrekking' het doeltreffendste spoor zal zijn. Een derde reactie vermeldt dat de invulling van de verschillende scenario's door de betrokkenen naar zijn beleving door de aanwezigen dermate verschillend werd gedaan dat een verdere uitwerking van die sporen voor hem op dit moment niet zinvol was. Deze reacties illustreren de grote verschillen in perceptie. Het geheel is de basis voor deze MKBA.

Wetenschappelijk onderbouwde info; betrouwbaarheid, onzekerheden

De vraag kan worden gesteld wat de rol van de wetenschappelijke gegevens in dit geheel zijn. Hoe verhouden de inzichten en opvattingen van de betrokkenen zich tot de gegevens die in de (wetenschappelijke) literatuur zijn gevonden? Is het de bedoeling om de kennis en kunde van de betrokkenen te 'overrulen'?

Dat laatste is allesbehalve het oogmerk. Het doel van de gegevens die in de literatuur zijn gevonden, is om die naast die van de betrokkenen te leggen om vast te stellen waar ze elkaar versterken en waar er sprake is van discrepantie. Een en ander is weergegeven in Figuur 5. Waar ze elkaar versterken, is er vooralsnog voldoende basis om met die inzichten door te gaan en die te benutten voor eventuele aanpassing van het beleid. Daar waar er sprake is van discrepantie kan het een aanleiding zijn om nader met elkaar van gedachten te wisselen: wat maakt dat de betrokkenen die effecten anders inschatten dan uit literatuur kan worden afgeleid? Essentie van zo'n gedachtewisseling kan zijn of de discrepanties relevant zijn voor eventuele besluitvorming rond het te volgen scenario. Daar waar die verschillen inderdaad belangrijk zijn, kan nader onderzoek worden overwogen om tot een keuze te komen.

Overigens kan worden geconstateerd dat de wetenschappelijke informatie de vragen rond de MKBA slechts indirect of partieel beantwoordt. Deze informatie blijkt wel bruikbaar om de scenario's met elkaar te vergelijken en een onderbouwde inschatting van het verschil in effecten te maken. De in deze studie verzamelde informatie zou met de stakeholders gedeeld kunnen worden om tot een nadere uitwerking van scenario's te komen.

De fundamentele onzekerheden over de aard en omvang van de effecten (en dus ook over de hoogte van maatschappelijke kosten en baten) bij toepassing van de scenario's maakt het zinvol inzichten verder te onderbouwen. Zo is de relatie tussen de ontwikkeling van het aantal brandganzen en de uitgekeerde schadebedragen niet 1:1. Figuur 1 van de hoofdtekst en van Bijlage 2 laat zien dat de omvang van de schade-uitkeringen in Friesland vanaf 2005 sterk is gaan stijgen, terwijl het aantal ganzen al zeker vanaf 2000 explosief aan het groeien was. De achtergrond hiervan kennen we niet. Is de eerste stijging opgevangen door bestaande natuurgebieden en is daarna de overlast in het agrarisch gebied ontstaan? Of is de schadetolerantie bij boeren verminderd en wordt er door hen strakker schade geclaimd?

Bruikbaarheid voor beleid

Voor het beleid is het primaire belang van deze exercitie om tot een gedragen aanpak van de ganzenproblematiek te komen. De essentiële bevindingen van dit onderzoek zijn besloten in Figuur 3 en 5.

Figuur 5 als geheel beschouwd laat zien dat de kosten van de scenario's 'goedwerkende opvanggebieden' en 'effectieve aantalsonttrekking' het gunstigst ingeschat worden (vooral ten aanzien van productiederving en ziekteverspreiding) en van scenario 'effectieve verjaging' het minst gunstig (vooral wat betreft verjaagkosten). Wat betreft de baten scoort vooral 'goed werkende opvanggebieden' hoog. De gegevens uit de literatuur lijken aan te geven dat de kosten van productiederving van 'goed werkende opvanggebieden' en 'effectieve verjaging' te hoog zouden worden ingeschat. Voorts lijkt het effect op ziekteverspreiding bij 'effectieve aantalsonttrekking' te worden overschat en lijkt het effect op de belevingswaarde bij 'effectieve verjaging' te worden onderschat. Een laatste belangrijke discrepantie is dat de hoeveelheid te oogsten gansenvlees bij 'goedwerkende opvang' en 'effectieve verjaging' lijkt te worden overschat.

Het beleid kan de scores van de stakeholders en hier verzamelde aanvullende wetenschappelijke informatie benutten om in samenspraak met de stakeholders tot een nadere invulling van het uit te werken scenario te komen. Het beleid kan daarbij een aantal randvoorwaarden meegeven waarbinnen de effecten van de scenario's zich dienen te bewegen. Voldoen aan internationale verplichtingen en minimalisering van de schade zullen daar wellicht deel van uitmaken.

Weerbaarheid MKBA

Bij het maken van een MKBA zijn de kosten gemakkelijker in beeld te brengen dan de baten. Dat komt omdat de kosten vaak van een privaat karakter zijn, waar aandacht voor wordt afgedwongen; een belangrijk deel van de kosten kan in euro's worden weergegeven. De baten zijn veel lastiger in beeld te brengen. Deze zijn vaak publiek van karakter en veel diffuser van aard. Het in euro's uitdrukken ervan is slechts beperkt mogelijk. Vanwege dit verschil wordt in het debat de aandacht te veel getrokken naar de kosten. Het opstellen van een goede MKBA is daarom weerbaar. Voor een evenwichtige besluitvorming is het belangrijk meer inzicht te krijgen in de baten. Immers, kosten

zullen gemakkelijker worden gedragen naarmate een beter onderbouwd inzicht bestaat in de omvang van de baten (en naarmate deze onderbouwde omvang van de baten groter is).

De vraag is hoe nauwkeurig deze kwantificering van de baten moet zijn. Een te ver doorgevoerde monetaire (geldelijke) kwantificering kan leiden tot schijnnaauwkeurigheid en tot ongewenst 'mechanische' besluitvorming leiden. Dit kan tot gevolg hebben dat (het kamp van schade-hebbers (boeren) scherper komt te staan tegenover het kamp van ganzen-baathebbers (genietende mensen). Dat zal niet de bedoeling zijn.

In een vervolg moet de vraag worden beantwoord of monetarisering van baten wenselijk en zinvol is. Inzicht in de potentie van de omvang van de baten en de groep van baathebbers biedt een handvat om tot een evenwichtige verdeling van kosten en baten te komen. Ook kan inzicht in de omvang van de groep van baathebbers een aanzet bieden voor uitbreiding/ontwikkeling van nieuwe economische activiteiten (bijvoorbeeld horeca, verblijfsrecreatie, waaronder ganzenexcursies). Belangrijk is dat uiteindelijk kosten en baten over de verschillende groepen evenwichtig worden verdeeld. Hier kunnen ook andere groepen dan de overheid een rol vervullen.

6 Conclusies

1. Een MKBA is een goed middel om kosten en baten van verschillende scenario's in beeld te brengen. Volledigheid is in kosten en baten in de praktijk zeer lastig te realiseren door gebrek aan gegevens. De onvolledigheid in gegevens is bovendien niet evenredig over kosten en baten verdeeld. Kosten, zeker als het directe schade is (schadeclaims), trekken meer aandacht dan baten, vooral als die een publiek karakter hebben (belevingswaarde) en meer diffuus verdeeld zijn (vogelliefhebbers, recreanten).
2. In dit geval – onderzoek naar de maatschappelijke kosten en baten van aanwezigheid van overwinterende ganzen in Noord-Nederland – is het opstellen van een zo'n compleet mogelijk overzicht van maatschappelijke kosten en baten vooral belangrijk als middel om met alle betrokkenen rond dit onderwerp tot een goede gedachtewisseling te komen. In een workshop is tot een gemeenschappelijk overzicht gekomen over de kosten en baten van de verschillende scenario's zoals die door hen worden gepercipieerd. In de workshop waren vrijwel alle belangrijke maatschappelijke groeperingen rond het ganzendossier vertegenwoordigd.
3. Bij vergelijking van de drie onderscheiden scenario's (effectieve opvang; effectieve verjaging; effectieve aantalsonttrekking) blijkt dat er voor verschillende aspecten aanzienlijke verschillen bestaan tussen wat betrokkenen als effect inschatten en wat daarover op basis van literatuur kan worden verondersteld. Bij het doorvragen van de betrokkenen hierover blijkt dat het lastig is om het onderscheid helder te houden tussen maatregelen die echt niet werken en maatregelen die door gebrek aan goede uitvoering niet werken. Dat geldt bijvoorbeeld bij 'effectieve opvang' en 'effectieve verjaging'. Tot nu toe heeft bij beide het aan goede, consistente uitvoering ontbroken. De opvang is gefrustreerd door ongelukkige begrenzingen (rafelranden, exclusures) en verjaging is in tijd en ruimte niet consistent uitgevoerd (wisselende periodes, wisselende gebieden, niet voor alle soorten het zelfde verjagingsstramien). In het buitenland zijn op deze punten overigens betere ervaringen opgedaan.
4. Voor de scores gedaan tijdens de workshop is door middel van wetenschappelijk onderbouwde gegevens nagegaan of op basis daarvan de verschillen tussen de scenario's anders beoordeeld zouden kunnen worden. Deze bevindingen zijn niet bedoeld als superieur t.o.v. de inschattingen van de betrokkenen (zo sluiten de onderzoeken niet altijd 100% aan op de situatie in Noord Nederland), maar kunnen door de betrokkenen worden gebruikt om hun inschattingen te heroverwegen.
5. De deelnemers aan de workshop schatten de kosten-batenverhouding van scenario 3 (effectieve aantalsonttrekking) het gunstigst en die van scenario 2 (effectieve verjaging) als het minst gunstig. Zo worden de verjaagkosten in scenario 2 veel hoger ingeschat dan die van het afschieten in scenario 3 en verwacht men bij scenario 2 ook een relatief hoog schadeniveau. Het voldoen aan internationale verplichtingen en de mogelijkheden voor beleving scoren het hoogst in scenario 1 'goed werkende opvanggebieden'. Het scenario 'effectieve aantalsonttrekking' scoort qua baten vooral goed op de beleving van jagers en – niet onverwacht – op de hoeveelheid te oogsten ganzenvlees. Het scenario 'effectieve verjaging' scoort bij de betrokkenen over de hele linie het minst gunstig: relatief hoge kosten en relatief geringe baten.
6. Op basis van wat er aan wetenschappelijk onderzoek is gedaan, lijkt het dat de productiederving bij 'effectieve opvang' en 'effectieve verjaging' wordt overschat. Tevens lijken bij 'effectieve verjaging' de realisatie van de internationale verplichtingen en de belevingswaarde te worden onderschat. De oogst van ganzenvlees lijkt bij 'effectieve opvang' 'effectieve verjaging' te worden overschat. Wellicht hangen deze verschillen tussen de scores van de betrokkenen en de wetenschappelijke gegevens samen met het feit dat in Nederland opvang en verjaging niet consistent zijn uitgevoerd.
7. Ganzenbeleid in Nederland is een zaak waar maatschappelijk betrokken groepen een zeer grote rol spelen: een beleid zonder draagvlak kan de problematiek niet oplossen. Overleg met de betrokkenen aan de hand van deze bevindingen kan helpen zichtbaar te maken wat de achtergrond van de verschillende percepties is en kan aanleiding zijn tot bijstelling van deze percepties. Dit kan leiden tot een meer gedragen keuze van één of een combinatie van scenario's.

Wanneer verschillen in percepties blijven bestaan en geen gedragen scenariokeuze mogelijk is, kan nieuw praktijkonderzoek worden geëntameerd om tot meer eenduidige inzichten te komen.

8. Vanuit de onderzoeksresultaten uit het buitenland is het de verwachting dat een meer consistente uitvoering van ganzenopvang in combinatie met een consistente verjaging tot aanmerkelijk betere resultaten kan worden gekomen. Bij de opvang is van belang om zogenaamde rafelranden en exclosures te voorkomen. Bij verjaging is van belang dat dat over de jaren consistent gebeurt (dezelfde gebieden, dezelfde verjagingsperiodes, zo min mogelijk soortdifferentiatie).
9. In deze MKBA krijgen kosten gemakkelijk meer aandacht dan baten. Kosten zijn privaat van aard en goed te monetariseren, terwijl baten collectief zijn en meer diffuus op een grote groep betrekking hebben en moeilijk te monetariseren zijn. In een vervolg zal moeten worden besproken in hoeverre meer gedetailleerde kwantificering en monetarisering wenselijk is. Het antwoord wordt bepaald door de mate waarin door dergelijk inzicht een meer evenwichtige besluitvorming mogelijk wordt.
10. Inzicht in de baten en de groep die dit betreft, kan aanleiding zijn voor het ontwikkelen van nieuwe economische activiteiten, bijvoorbeeld in de horeca en in de recreatiesector.

Literatuur

- Alkire, S. 2002. Dimensions of human development. *World Development* Vol. 30, No. 2, pp. 181–205.
- Andersen, L.P., 2001. New *Helicobacter* species in humans. *Digestive Diseases*, 19(2), pp.112-115.
- Anoniem. Flora- en faunabeleidsplan 2014. Bijlage 5: Ganzenbeleid Provincie Drenthe, 2014.
- Anoniem. Fryske guozzenoanpak – evaluatie 2016. Provincie Friesland, juni 2016.
- Anoniem. Groninger ganzenakkoord. Provincie Groningen, mei 2014.
- Anoniem. Nota Fryske Guozzenoanpak 2014; Provincie Friesland, 2014.
- Anoniem. Uitvoeringsbeleid Ganzen Noord-Holland. Provincie Noord-Holland, mei 2014.
- Atabay, H. I., J. E. L. Corry, and S. L. W. On. 1998. Identification of unusual *Campylobacter*-like organisms in poultry products as *Helicobacter pullorum*. *J. Appl. Microbiol.* 84: 1017–1024.
- Bade, T., R. Enzerink, B. van Middendorp & Gerben Smid, 2010: Wild van de Economie – over de baten van bronst, burlen en andere beestachtige belevenissen. KNNV uitgeverij.
- Buij, R., Melman, T.C., Loonen, M.J. and Fox, A.D., 2017. Balancing ecosystem function, services and disservices resulting from expanding goose populations. *Ambio*, 46(2), pp.301-318.
- De Graaf, L., 2012. "Communication about medications for better patient transition. Needed: Format for switching." *Pharmaceutisch Weekblad* no. 147 (8): 14-15.
- Drent, R. and Swierstra, P., 1977. Goose flocks and food finding: field experiments with barnacle geese in winter. *Wildfowl*, 28(28), p.6.
- Ebbinge, B.S., 1991. The impact of hunting on mortality rates and spatial distribution of geese wintering in the Western Palearctic. *Ardea*, 79(2), pp.197-210.
- Ecorys/DHV (2007). Werkwijzer OEI bij MIT-planstudies, hulpmiddel bij het invullen van de formats, 2007, Rotterdam.
- Eijgenraam, C.J.J., C.C. Koopmans, Tang, P.J.G., Verster, A.C.P., (2000). Evaluatie van infrastructuurprojecten; leidraad voor Kosten-batenanalyse, Deel I: Hoofdrapport Onderzoeksprogramma Economische Effecten Infrastructuur, Den Haag.
- Fernandes, Alvaro A. A., Alasdair J. G. Gray, and Khalid Belhajjame, 2011. *Advances in Databases : 28th British National Conference on Databases, BNCOD 28, Manchester, UK, July 12-14, 2011, Revised Selected Papers*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Fox, A.D. and Madsen, J., 1997. Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. *Journal of Applied Ecology*, pp.1-13.
- Fox, A.D. and Madsen, J., 2017. Threatened species to super-abundance: The unexpected international implications of successful goose conservation. *Ambio*, 46(2), pp.179-187.

-
- Fox, J.G., Chien, C.C., Dewhirst, F.E., Paster, B.J., Shen, Z., Melito, P.L., Woodward, D.L. and Rodgers, F.G., 2000. *Helicobacter canadensis* sp. nov. isolated from humans with diarrhea as an example of an emerging pathogen. *Journal of clinical microbiology*, 38(7), pp.2546-2549.
- Fox, A.D., Madsen, J., Boyd, H., Kuijken, E., Norriss, D.W., Tombre, I.M. and Stroud, D.A., 2005. Effects of agricultural change on abundance, fitness components and distribution of two arctic-nesting goose populations. *Global Change Biology*, 11(6), pp.881-893.
- Fox, A.D., Ebbinge, B.S., Mitchell, C., Heinicke, T., Aarvak, T., Colhoun, K., Clausen, P., Dereliev, S., Faragó, S., Koffijberg, K. and Kruckenberg, H., 2010. Current estimates of goose population sizes in western Europe, a gap analysis and assessment of trends. *Ornis svecica*, 20, pp.115-127.
- Grisez, G., Boyle, J., & Finnis, J. (1987). Practical principles, moral truth and ultimate ends. *American Journal of Jurisprudence*, 32, 99–151.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. 1989. The impact of wild geese visiting improved grasslands in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology*. 26(1): 131-146.
- Jensen, R.A., Wisz, M.S. and Madsen, J., 2008. Prioritizing refuge sites for migratory geese to alleviate conflicts with agriculture. *Biological Conservation*, 141(7), pp.1806-1818.
- Keuper, D. & J. Guldemon, 2014: Waarde van de jacht – tijd en geld besteed door jagers aan maatschappelijke diensten. Onderzoek in opdracht van de KNJV. Publicatienummer CLM-848. In opdracht van de KNJV.
- Kleijn, D., E Knecht & B.S. Ebbinge 2009. Evaluatie opvangbeleid 2005-2008 overwinterende ganzen en smienten. Deelrapport 3. Het effect van het opvangbeleid op de verdeling van ganzen over opvanggebieden en gangbaar boerenland: studie aan de hand van gemerkte ganzen. Alterra report 1983, Wageningen.
- Koffijberg, K., Schekkerman, H., van der Jeugd, H., Hornman, M. and van Winden, E., 2017. Responses of wintering geese to the designation of goose foraging areas in The Netherlands. *Ambio*, 46(2), pp.241-250.
- MacMillan, D., Hanley, N. and Daw, M., 2004. Costs and benefits of wild goose conservation in Scotland. *Biological Conservation*, 119(4), pp.475-485.
- Madsen, J., 1985. Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. *Biological Conservation*, 33(1), pp.53-63.
- Madsen, J., 1998. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. *Journal of Applied Ecology*, 35(3), pp.398-417.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (2005). OEI bij verkenningen voor natte infrastructuur: toesnijding voor SNIP-verkenningen bij waterkeren, Den Haag.
- Nolet, B.A., Kölzsch, A., Elderenbosch, M. and Noordwijk, A.J., 2016. Scaring waterfowl as a management tool: how much more do geese forage after disturbance? *Journal of Applied Ecology*, 53(5), pp.1413-1421.
- Percival, S.M., 1993. The effects of reseeding, fertilizer application and disturbance on the use of grasslands by barnacle geese, and the implications for refuge management. *Journal of Applied Ecology*, pp.437-443.
- Percival, S.M. and Houston, D.C., 1992. The effect of winter grazing by barnacle geese on grassland yields on Islay. *Journal of Applied Ecology*, pp.35-40.

-
- Rappole, J.H. and Hubálek, Z., 2006. Birds and Influenza H5N1 Virus Movement to and within North America-Volume 12, Number 10—October 2006-Emerging Infectious Disease Journal-CDC.
- Romijn, G. and Renes, G., 2013. Algemene leidraad voor maatschappelijke kosten-batenanalyse.
- Ruijgrok, E.C.M, R. Brouwer, H. Verbruggen (2004). Waardering van natuur, water en bodem in Maatschappelijke Kosten Baten Analyses, Een handreiking ter aanvulling op de OEI-leidraad, Ministeries van V&W, EZ en LNV, Den Haag.
- Sanders M.E., M.E.A. Broekmeyer, R.J.H.G. Henkens, R.M.A. Wegman, 2016. Derogatie rapportages.
- Sankey, S & C. Shedden, 1988: Geese and Local Economies in Scotland – a report to the National Goose Forum bij RSPB and BASC. https://www.rspb.org.uk/Images/geese_tcm9-133022.pdf.
- Schekkerman H., M. Hornman & E. van Winden 2014. Monitoring van het gebruik van ganzenfoerageergebieden in Nederland in 2012/13. Sovon Vogelonderzoek Nederland, report 2014/28, Nijmegen.
- Simonsen, C.E., Madsen, J., Tombre, I.M. and Nabe-Nielsen, J., 2016. Is it worthwhile scaring geese to alleviate damage to crops?—An experimental study. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), pp.916-924.
- Van Bommel, F. & T. van der Have. 2010. Toenemende aantallen ganzen, toenemende kosten. *De Levende Natuur* 111: 22-24.
- Van der Zee, F.F., R.H.M. Verhoeven & D. Melman 2009: Evaluatie van het opvangbeleid 2005-2008 – overwinterende ganzen en smienten. Onderdeel van het beleidskader Faunabeheer. Directie Kennis, Min LNV. Rapport DK nr. 2009/dk120.
- Vickery, J. and Gill, J., 1999. Managing grassland for wild geese in Britain: a review. *Biological Conservation*, 89(1), pp.93-106.
- Vickery, J.A., Sutherland, W.J. and Lane, S.J., 1994. The management of grass pastures for brent geese. *Journal of Applied Ecology*, pp.282-290.
- Vogelrichtlijn, Habitatrichtlijn en Bern Conventie; Nut en noodzaak, evaluatie, handleiding en vooruitblik. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research centre), Alterra-rapport 2696.
- Waldenström, J., On, S.L.W., Ottvall, R., Hasselquist, D. and Olsen, B., 2007. Species diversity of campylobacteria in a wild bird community in Sweden. *Journal of applied microbiology*, 102(2), pp.424-432.
- Webster, R.G., Bean, W.J., Gorman, O.T., Chambers, T.M. and Kawaoka, Y., 1992. Evolution and ecology of influenza A viruses. *Microbiological reviews*, 56(1), pp.152-179.
- Woolcock, P.R., Suarez, D.L. and Kuney, D., 2003. Low-pathogenicity avian influenza virus (H6N2) in chickens in California, 2000–02. *Avian diseases*, 47(s3), pp.872-881.

Bijlage 1 Bureau ZET evaluatie workshop

Maatschappelijke Kosten-Batenanalyse Brandganzen
Bijeenkomst 25 november 2016
Leeuwarden

'Woordelijk' verslag t.b.v. onderzoekers

Welkom en opening

Meinte Engelman van provincie Fryslân heet iedereen welkom en is verheugd met de goede opkomst. Het ganzendossier speelt nu al een aantal jaren en het gaat om redelijk grote niet stuurbare problemen. In Denemarken is er een goede bijeenkomst van AEWA geweest waar de basis is gelegd voor het Europese Ganzen Beheerplatform.

De Provincie Friesland (Meinte Engelman) wilde graag een MKBA (maatschappelijke kosten baten analyse) en vroeg of Noord-Nederland proefkonijn wilde zijn. Hoe kun je het probleem het beste aanpakken? Wat zijn de kosten en baten van verschillende scenario's van de aanpak?

Provincie Fryslân is gedelegeerd opdrachtgever. Wageningen Environmental Research (WEnR, voorheen Alterra) voert het onderzoek uit en wordt bij de bijeenkomst ondersteund door Bureau ZET.

Dagvoorzitter is Susan Martens (Bureau ZET).

Alle aanwezigen stellen zich kort voor. Zie deelnemerslijst in bijlage.

Toelichting programma en onderzoek (Dick Melman)

Reden voor het onderzoek is dat Nederland een verantwoordelijkheid heeft voor grensoverschrijdende natuur, maar de ontwikkeling naar steeds grotere hoeveelheden ganzen is ook een bron van zorg. De provincie Fryslân wil de uitgekeerde schadebedragen reduceren en heeft, net als anderen behoefte aan een evenwichtig beeld van de kosten en de baten van ganzen en welke aanpak leidt tot een verbetering van het ganzenprobleem.

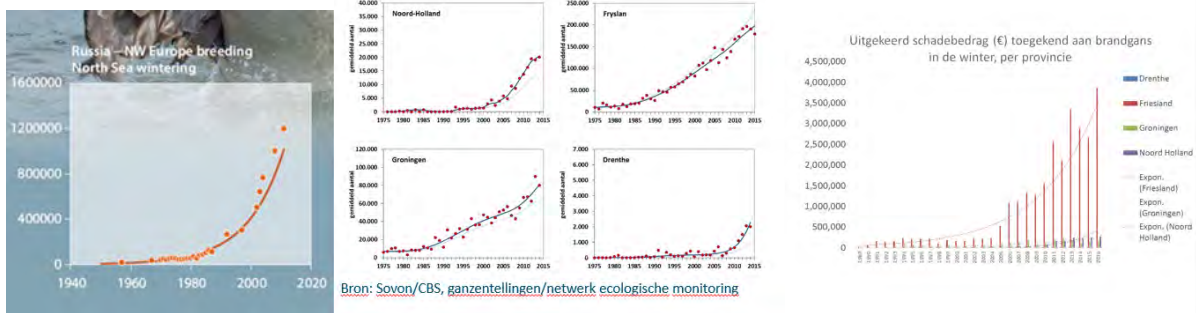
Deze bijeenkomst hebben we georganiseerd om informatie rond ganzen uit te wisselen, de verschillende soorten kosten en baten door te nemen, verschillende scenario's te bespreken en te kijken of we nog belangrijke informatiebronnen missen.

Het MKBA-onderzoek focust op de brandgans.

Vragen:

- Wat is de relatie tussen dit MKBA-onderzoek en de analyse van de AEWA?
Wilmar Remmelts (EZ): het internationale platform komt in december 2016 voor het eerst bij elkaar (zie ook: <http://www.unep-aewa.org/en/meeting/1st-meeting-aewa-european-goose-management-international-working-group>) en zal twee maal per jaar bij elkaar komen. De analyse is nog niet gestart en we zien de resultaten van het MKBA-onderzoek als input voor de analyse van de AEWA.
- Hoe breed is 'maatschappelijk'? Ook de kosten van de jagers?
Dick Melman: zo breed mogelijk, dus ook de kosten van jagers worden meegenomen.

Onderstaande afbeeldingen laten zien wat het probleem is: de aantallen brandganzen stijgen en ook het uitgekeerde schadebedrag.



Vragen

- Wat is de link met de zomerschade?

Dick Melman: het onderzoek richt zich op de winter, maar we willen de zomerschade ook meenemen. Als het gaat om winter, dan hebben we het over de periode september tot mei.

Het gaat er in het onderzoek om om de waarde te bepalen van ontwikkelingen: welke ontwikkeling levert welke kosten en baten op? En welke keuze kan dan het beste worden gemaakt? Vandaag willen we met elkaar mogelijke scenario's bespreken:

- Doorgaan met de huidige aanpak.
- Goed werkende opvanggebieden
- Effectieve verjaging van schadepercelen: daar verjagen waar schade optreedt.
- Effectieve aantallenonttrekking.

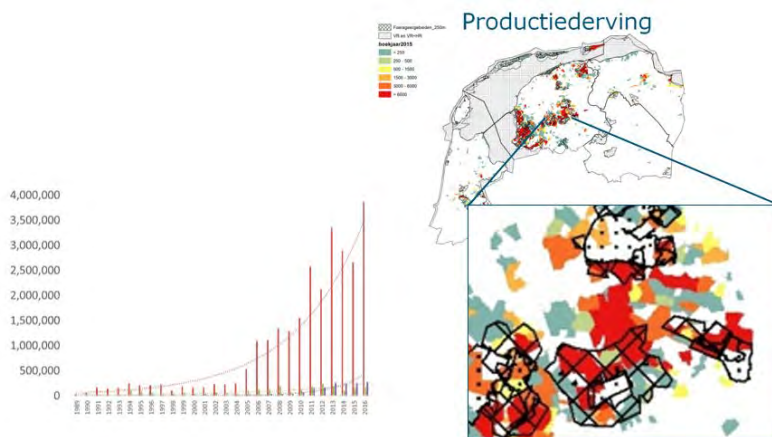
Opmerking

- In de huidige aanpak is niet alles gedefinieerd.

Kosten en baten van de brandgans

Ralph Buij licht de verschillende kosten en baten van de brandgans toe.

Productiederving: we zien een exponentiële groei in de toekenningen van schade door het faunafonds. Ook buiten de schadegebieden.



Verjaagkosten. In Fryslân alleen verjagen met ondersteuning door afschot.

Brandgans		Alle ganzen	
Aantal geschoten	Aantal acties	Aantal geschoten	Aantal acties
7.979	5.771	39.242	23.126

Beheerkosten bestaan uit:

- Deelnamevergoeding
- Schadetaxaties
- Behandelbedragen
- Organisatie foerageergebieden, vrijstellingen & ontheffingen (FFW)
- Monitoring (afschot, schade, aantallen binnen/buiten GFG, effect maatregelen)
- Evaluatie doelstellingen schadereductie

Beleidskosten bestaan uit:

- Landelijke en provinciale overleg en evaluatie beleid
- Uitkering schadevergoedingen
- Organisatie en uitvoeringskosten: afbakening opvanggebieden
- Overhead.

Ten slotte zijn er nog de kosten door de verspreiding van ziektes, nu heel actueel met de vogelgriep.

Baten van de brandganzenpopulatie bestaan uit:

- Realisering internationale verplichtingen. Doelen Natura2000-gebieden. Overigens halen we de gewenste aantallen brandganzen ruim.
- Natuurbeleving en toerisme. Een waarde is bijvoorbeeld de 2 miljoen aflezingen van geringde vogels.).
- Beleving van jagers in het veld (ook vele vrijwillige uren)
- Verdiensten in horeca en door consumptie ganzenvlees.

Aanvullingen vanuit de zaal op de kosten:

- Ecologische impact: verdringing andere soorten, ander gedrag, invloed op de reproductie.
- Veiligheid luchtverkeer
- Dierenwelzijn: aangeschoten, nog levende gans
- Innovatie. Aanwezigheid ganzen vraagt om investering in andere bedrijfsvoering
- Woongenot (geluidsoverlast afschot) en waarde vastgoed.
- Beperking bedrijfsvoering. Wijzigingen in schadevergoedingen. Pas de koeien naar buiten als de schattingsinspectie is langs geweest.

Aanvullingen vanuit de zaal op de baten:

- Ecologische impact: ganzen horen in het ecologisch systeem.
- Identiteit Fryslân: ganzen horen met het Friese landschap
- Intrinsieke waarde gans
- Innovatie: verbrede landbouw, donsindustrie (niet in de winter)
- Woongenot en waarde vastgoed. Bewoners kunnen van ganzen genieten.

Opmerkingen:

- Het gaat niet alleen om euro's! Je kunt niet zomaar kosten en baten bij elkaar optellen en aftrekken. Afwegingen tussen verschillende soorten kosten en baten is aan de politiek. Daar gaat het onderzoek niet over.
- We hebben zelf de ganzengroei mede veroorzaakt door natuurontwikkeling, maar ook door voedzame graslanden.
- De brandgans is een dure soort. Andere soorten zijn goedkoper.
- Pas op met voorsorteren op populatiebeheer ...

Te bespreken Scenario's

Dick Melman licht de te bespreken scenario's toe.

Scenario 0 - Voortzetting huidige aanpak:

- Kenmerken
 - Slaap- en foerageergebieden
 - Verjaag- en jachtregimes
 - Schaderegelingen
- Effecten
 - Toenemende aantallen, kosten
 - Ruimtelijke geleiding complex
 - Onvoldoende bevredigend voor stakeholders

Scenario 1 – Goed werkende opvanggebieden

Meer aaneengesloten en robuust dan in de huidige situatie:



Scenario 2 – Effectieve verjaging

Daar verjagen waar de schade optreedt op schadegevoelige percelen: eenduidig in ruimte en tijd, zodat ganzen leren waar ze wel of niet kunnen verblijven.

Opmerking: let op de definitie van 'schadegevoelig'.

Scenario 3 – Effectieve aantalsonttrekking

Dit gaat om het afschieten van forse percentages.

De vraag is of het ook helpt.

Trend is stijgend.

Er wordt onderzoek gedaan naar een populatiemodel, zoals bij de Kleine Rietgans, waarbij stakeholders een populatieomvang van 60.000 internationaal acceptabel vonden. Het model geeft dan aan hoeveel je moet afschieten om dat aantal te handhaven.

Voor een model voor de brandgans weten we eigenlijk nog te weinig. We weten ook niet wat het effect van afschieten is op de populatie-omvang.

Opmerkingen bij de scenario's:

- Brandgans mogen pas sinds kort geschoten worden. Mede oorzaak van steile groeicurve.
- Je zou eigenlijk ook een scenario 'niets doen' moeten hebben. Er ontstaat echter in de zaal geen overeenstemming over de definitie van 'niets doen' ...
- Ontwikkelingen vinden niet alleen plaats door beleid.

Groepssessies

We gaan uiteen in drie groepen, waarin zo goed mogelijk landbouw, natuur, jagers en beleid vertegenwoordigd zijn. Deelnemers werden gevraagd bij de scenario's 1, 2 en 3 aan te geven of kosten en baten toenemen (met 1, 2 of 3 plusjes), gelijk blijven (0) of afnemen (met 1, 2 of 3 minnetjes) t.o.v. de huidige aanpak.

Eerste groep (o.l.v. Dick Melman)

Men vond het lastig om de scenario's geïsoleerd te beschouwen. Men was zeer sterk geneigd om in combinaties te denken. Als toelichting is gegeven dat het nu het doel was om voeling te krijgen in welke richting de oplossing het meest moest worden gezocht: primair beter opvangen, primair verjagen van schade-plekken of afschieten met als doel forse aantalsreductie.

Hiermee is men aan het werk gegaan, grotendeels individueel, er vond geen plenair overleg plaats. Soms werd er wel bilateraal overlegd. Ieder is serieus aan het werk gegaan en heeft zo volledig mogelijk scores aangegeven. Als men zich in het geheel niet competent voelde, heeft men van score afgezien.

Wat zijn de verwachte ontwikkelingen per scenario van de kosten en baten (---, 0, +++)?	
Scenario 1 – Goed werkende opvanggebieden	
Kosten	
Productiederving	0, +++ (LTO), -, -, -, -
Verjaagkosten	++, - (Mensink), +, +, ++, ++
Beheerkosten	++, ++, - (Mensink), +, ++
Beleidskosten	0, +, +, +, +, 0
Ziekteverspreiding	-, -, -, -
Baten	
Realisering internationale verplichtingen	+, +, +, +, ++, ++, +
Beleving natuur & landschap	++, ++, +, ++, ++, 0 (Vos), ++
Beleving jagers	--, -, -, -
Recreatie en Toerisme	+, +, ++, +, +, +
Ganzenvlees	0 (Mensink), --, -, -, --- (Niewold)

Wat zijn de verwachte ontwikkelingen per scenario van de kosten en baten (---, 0, +++)?	
Scenario 2 – Effectieve verjaging	
Kosten	
Productiederving	-, --, -, -, -
Verjaagkosten	++, ++, ++, ++, ++, ++
Beheerkosten	++, ++, ++, ++, +, +
Beleidskosten	0, +, 0, +, 0, +
Ziekteverspreiding	+, - (Niewold), +, ?
Baten	
Realisering internationale verplichtingen	0, 0, 0, - (Niewold), + (Jansman), + (Westebring)
Beleving natuur & landschap	+/-, 0, - (Vos), 0, ?, 0
Beleving jagers	+, +, ++, +
Recreatie en Toerisme	(Mensink), 0, 0, ?, + (Westebring)
Ganzenvlees	+, 0, +, ++, ++, 0

Wat zijn de verwachte ontwikkelingen per scenario van de kosten en baten (---, 0, +++)?	
Scenario 3 – Effectieve aantalsonttrekking	
Kosten	
Productiederving	--, ---, --, ?, --
Verjaagkosten	++, ++, ++, ++, -
Beheerkosten	++, ++, 0, ++, +, ++
Beleidskosten	0, 0, - (Vos), 0, + (Westebring)
Ziekteverspreiding	-, -, -, -
Baten	
Realisering internationale verplichtingen	- (Leereveld), 0, ++ (Remmelts), +++ (Niewold), - (Westebring), 0, - (Vos)
Beleving natuur & landschap	--, -, + (Niewold), --, ---, -
Beleving jagers	++, ++, ++, ++, ++
Recreatie en Toerisme	0, + (Niewold), -, ---, 0
Ganzenvlees	++, ++, ++, ++, ++, ++

Hartenkreten

- Coördinatie langs de hele flyway nodig bij scenario 2 en 3? (Wilmar Remmelts)
- Internationale verplichting staat niet op zichzelf. Doel: bescherming flora en fauna. (Wilmar Remmelts)
- Belangrijk bij opvanggebied is effectieve bejaging daar naar toe. Lerend vermogen ganzen. (LTO)
- Scenario 1 en 2 zijn vooral samen effectief. (Hugh)
- Goed werkende opvanggebieden is niet alleen afhankelijk van geen witte gebieden maar meer van aantallen hectares. (LTO)
- Eerst terug naar een beheersbare populatie, daarna brandgans op de wildlijst. (Paulien Jagersvereniging)
- Rekening houden met periode status + werking foerageergebieden in de maanden april mei ≠ winter.
- Mag natuur natuur zijn? (Wilmar)
- Scenario 1 is onlosmakelijk verbonden met scenario 2! Scenario 2 alléén is onuitvoerbaar. (Mensink)

Na afloop van het scoren is een rondje gemaakt waar ieder zijn ervaringen/adviezen kon delen. Daaruit kwam naar voren:

- Frank Leereveld (SBB): Ik heb me vooral gefocust op de baten, daar zat voor mij de meeste nieuwwaarde.
- Ronny Vos (prov Gr): Voor het overzicht is het goed om op alle aspecten te scoren, daarmee werk je aan een totaalbeeld.
- Gerben Mensink (prov Fr): 1^e ingeving; neem scenario 1&2 samen! Dat is veel logischer dan één van de twee te kiezen.
- Mark Westebring (BIJ12): lastig om eenduidig te scoren, door weging kunnen de verschillen heel anders uitvallen.
- Wilmar Remmelts (EZ): Voor mij was het lastig om te scoren; ik heb totaal geen praktijkervaring.
- Paulien Niewold (LNJV): Met name scenario 3 spreekt me aan. Ik ben voorstander van een flexibel systeem: doen wat er op dat moment nodig is.
- Peet Sterkenburgh (LTO-Noord): het is bij deze problematiek belangrijk dat een soort vanwege de keuze van een bepaald scenario niet op wildlijst komt (waarmee hij waarschijnlijk vrijstelling voor de jacht bedoelt), want dan zijn niet langer vergoedingen beschikbaar en draait de boer op voor de schade.

Meer algemeen kwam in het rondje naar voren dat het scoren niet zo eenvoudig is en dat de beschikbare tijd kort was. Aan de andere kant, voor een eerste beeld is dit niet zo'n gekke oefening en kan tijdsdruk geen kwaad. Ook met lang discussiëren zou het niet veel makkelijker/beter zijn geworden.

Ook werd nogmaals opgemerkt dat het scoren van de scenario's zo zijn voordelen heeft en zaken zichtbaar maakt, maar dat in de praktijk een combinatie van aanpakken het meest zinvol lijkt.

Tweede groep (o.l.v. Harm Blanken)

In deze groep is besloten om niet individueel te scoren, maar om te kijken of we in goede samenwerking tot consensus konden komen. In de meeste gevallen lukte dat snel, in een enkel geval zijn verschillende scores aangegeven.

Wat zijn de verwachte ontwikkelingen per scenario van de kosten en baten (---, 0, +++)?	
Scenario 1 – Goed werkende opvanggebieden	
Kosten	
Productiederving	--
Verjaag- + bejaag kosten	++
Beheerkosten	0 tot -
Beleidskosten	Eerst ++ dan dalend naar 0
Ziekteverspreiding	-
Baten	
Realisering internationale verplichtingen	+++
Beleving natuur & landschap	+
Beleving jagers	+
Recreatie en Toerisme	+
Ganzenvlees	++

Bij scenario 2 was enige verwarring over wat het scenario precies inhield. Er is gescoord, uitgaande van effectieve verjaging met ondersteunend afschot, *zonder* rustgebieden.

Wat zijn de verwachte ontwikkelingen per scenario van de kosten en baten (---, 0, +++)?	
Scenario 2 – Effectieve verjaging met ondersteunend afschot zonder rustgebieden	
Kosten	
Productiederving	++
Verjaag- + bejaag kosten	++
Beheerkosten	-
Beleidskosten	++
Ziekteverspreiding	++
Baten	
Realisering internationale verplichtingen	--
Beleving natuur & landschap	--
Beleving jagers	--
Recreatie en Toerisme	--
Ganzenvlees	0

Bij scenario 3 is uitgegaan van aantalsonttrekking in combinatie met rustgebieden.

Wat zijn de verwachte ontwikkelingen per scenario van de kosten en baten (---, 0, +++)?	
Scenario 3 – Effectieve aantalsonttrekking	
Kosten	
Productiederving	Verschillende standpunten: 0, -, -- (onbekend wie welk standpunt had)
Verjaag- + bejaag kosten	+
Beheerkosten	+
Beleidskosten	+
Ziekteverspreiding	++
Baten	
Realisering internationale verplichtingen	+
Beleving natuur & landschap	-
Beleving jagers	Kleine + vanwege gevoel van 'dwang', 'huiswerk'
Recreatie en Toerisme	-
Ganzenvlees	++

Hartenkreten

- Er is een correlatie met andere soorten en gebieden.
- Opvanggebieden werken alleen onder voorwaarde van goede bejaging en verjaging.
- Helpt het als op de brandgans gejaagd mag worden als jachtvogel? Is dat effectief? Zo ja, dan Europees regelen.
- Belangrijk is dat het bejagen en verjagen gecoördineerd plaatsvindt. Nu gebeurt het ad hoc, reagerend op een individuele melding.
- Er lijkt te veel voorgesorteerd te worden op populatiebeheer in de winter. Niet doen. Eerst de AEWA-analyse afwachten.
- Effectieve verjaging zonder rustgebieden werkt niet.
- Jagers zijn vrijwilligers. Geen opdrachten geven.

Derde groep (o.l.v. Susan Martens)

Hartenkreten

- Jacht is geen goede term om te gebruiken. Het gaat over populatiebeheersing. Een jager schiet voor de eigen beleving echt maar een paar ganzen per jaar.
- Er zitten steeds veel variabelen in de scenario's die niet meegenomen worden. Is lastig scoren omdat deze variabelen wel invloed hebben op de kosten en baten.
- Om goed te werken moeten de scenario's heel precies gedefinieerd worden. Bij scenario 1 zijn de toe te kennen scores bijvoorbeeld afhankelijk van de vraag of het foerageergebied groot genoeg is voor de populatie.
- Bij scenario 1 gaat de druk in de foerageergebieden omlaag. Maar wat gebeurt er daarbuiten?

Wat zijn de verwachte ontwikkelingen per scenario van de kosten en baten (---, 0, +++)?	
Scenario 1 – Goed werkende opvanggebieden	
Kosten	
Productiederving	++, +++, +, +, +, ++, ++, +, +, ?
Verjaagkosten	-- (Engelmoer), -, -- (?), + (Prins), + (Muller), 0, 0, 0, 0
Beheerkosten	+, +, -- (Engelmoer), ++, +, +, +, 0, +, +
Beleidskosten	+, ++, 0 (Van Koot), +, ++, 0 (Engelmoer), ++, ++, 0 (Venema)
Ziekteverspreiding	0, - (Van Koot), 0, ?, 0, 0, 0, 0, ?
Baten	
Realisering internationale verplichtingen	0, 0, ++, ++, 0, +, ++, ++, 0, ++
Beleving natuur & landschap	++ (Venema), 0, 0, +, ++ (Engelmoer), 0, 0, 0, - (?), +
Beleving jagers	0, -- (?), + (Wijnans), -- (Van Koot), 0, 0, 0, 0, 0, 0
Recreatie en Toerisme	0, 0, +, -- (Knol), + (Venema), 0, -, 0, 0, -
Ganzenvlees	--, --, 0, -, --- (Zegers), 0, -, + (Wijnans)

Wat zijn de verwachte ontwikkelingen per scenario van de kosten en baten (---, 0, +++)?	
Scenario 2 – Effectieve verjaging	
Kosten	
Productiederving	0, ++ (Knol), +, -, -, --- (Venema), +, +, -
Verjaagkosten	+, ++, ++, +, ++, +, +, +, 0 (Boersma)
Beheerkosten	++ (Knol), +, +, 0 (Engelmoer), 0 (Venema), +, ++ (?), 0 (Muller), +, +, +
Beleidskosten	0, - (Engelmoer), + (Knol), - (Wijnans), 0, 0, 0, 0, 0, 0
Ziekteverspreiding	0, + (Van Koot), 0, 0, 0, -- (Boersma), 0, ?, + (Engelmoer), 0
Baten	
Realisering internationale verplichtingen	0, +, 0, -, + (Engelmoer), +, ++ (Zegers), 0, +, +
Beleving natuur & landschap	- (Knol), - (Engelmoer), - (?), 0, + (?), + (Maasbach), - (Van Koot), 0, - (Venema), 0, + (Wijnans)
Beleving jagers	+ (Muller), - (Knol), + (Prins), 0, 0, 0, 0, ?, 0
Recreatie en Toerisme	0, 0, -- (Knol), -- (Engelmoer), -, 0, -, 0, 0, 0
Ganzenvlees	+, ++ (Engelmoer), +, 0, +, - (Wijnans), 0, +++ (?)

Wat zijn de verwachte ontwikkelingen per scenario van de kosten en baten (---, 0, +++)?	
Scenario 3 – Effectieve aantalsonttrekking	
Kosten	
Productiederving	--, --, --, +++ (Zegers), --, --, --, -, -, --
Verjaagkosten	-, -- (Knol), ++ (Prins), 0, -- (Engelmoer), -, -- (Boersma), +++ (Venema), -
Beheerkosten	--, -, --, --, -, -, -, +
Beleidskosten	-, -, -, -, 0, ++ (Engelmoer), -
Ziekteverspreiding	0, + (Muller), 0, 0, 0, 0, - (Knol)
Baten	
Realisering internationale verplichtingen	0, + (Wijnans), 0, 0, 0, 0, - (Venema), + (Muller), -, 0
Beleving natuur & landschap	0, + (Wijnans), 0, + (Muller), 0, - (Engelmoer), 0, - (Van Koot)
Beleving jagers	0, 0, ++ (Prins), + (Maasbach), 0, + (Engelmoer), - (Van Koot), - (Venema)
Recreatie en Toerisme	0, + (Wijnans), 0, - (Prins), 0, + (Muller), 0, 0, - (Knol)
Ganzenvlees	-- (Knol), +, ++ (Engelmoer), +, 0, +, +

NB – het werken met de plussen en minnen bleek lastig. Niet iedereen heeft bij elk punt gescoord.

Terugblik en hoe verder (Dick Melman)

De bijeenkomst van vanmorgen heeft veel grondstof opgeleverd voor het onderzoek. Daarnaast zullen de onderzoekers gebruik maken van alle bestaande ecologische onderzoeken. Aanvullende informatie blijft van harte welkom. Graag sturen aan Hugh Jansman: hugh.jansman@wur.nl

De presentaties zullen snel toegestuurd worden aan alle deelnemers en belangstellenden. In december volgt het verslag en in het vroege voorjaar het onderzoeksrapport.

Reflectie Meinte Engelmoer

Het was een goede bijeenkomst, waar het MKBA-onderzoek veel aan kan hebben. De provincie Fryslan gaat de MKBA straks gebruiken in de evaluatie van de ganzenaanpak: terugkijken en leren van het verleden. Daarna volgt een traject voor nieuw beleid via Gedeputeerde en Provinciale Staten. De andere provincies hebben hun eigen verantwoordelijkheid.

Vanochtend hebben we gezien dat het gaat om een 'wicked problem', echt lastig om maatschappelijk op te lossen. Het vergt doorzettingsvermogen om te komen tot de minst slechte oplossing. En de duivel zit in de details, zo blijkt ook weer.

Het 'waarom' moet van de EU komen, daarna volgt het 'wat' en het 'hoe': welke aantallen gaat het om, welke gebieden, welke aanpak.

Belangrijk om met elkaar in gesprek te blijven in de goede sfeer die we vandaag hebben.

Opmerkingen vragen uit de zaal

- Hoe breed wil je de discussie voeren? Betrek er ook andere groepen en stakeholders bij, bijvoorbeeld rond dierziekten (DWHC), recreatie e.d.
- Voorkeuren voor het ene of andere scenario hebben ook te maken met politieke opvattingen. De vier noordelijke provincies hebben ieder hun eigen kleur en beleid, maar besef dat het om communicerende vaten gaat.
- Het Faunafonds is bezig met een onderzoek naar de effectiviteit van verjaging door lasers.
- De scenario's moeten in internationaal verband worden bekeken. Platform AEWA gaat zich bezig houden met vier ganzensoorten. Voor de Taigarietgans en de kleine rietgans is er al een actieplan (zie <http://www.unep-aewa.org/en/publication/international-single-species-action-plan-conservation-taiga-bean-goose-ts-no-56> en <http://www.unep-aewa.org/en/publication/international-species-management-plan-svalbard-population-pink-footed-goose-ts-no-48>). Voor de andere ganzen nog niet. Nederland heeft het voortouw voor het actieplan voor de brandgans.
- Mensen willen graag op de hoogte worden gehouden van de activiteiten van AEWA. Wellicht komt er een nieuwsbrief, maar het platform is nog erg pril. Hou zelf ook de website in de gaten: <http://www.unep-aewa.org/>

Afsluiting

Susan Martens bedankt iedereen voor de aanwezigheid, de bijdragen aan de discussie en de goede sfeer.

Bijlage 2 Deelnemers

Aanwezig

BIJ12 Faunafonds - Johan Wesselink
BIJ12 Faunafonds - Koos Maasbach
BIJ12 Faunafonds - Mark Westebring
BoerenNatuur Groningen - Berend Steenbergen
FBE Fryslân - Gijs Wouters
FBE Groningen - Henny van Koot
FUMO - Yvo Muller
Ganzentellingen, excursies - Sieds Boersma
Jagersvereniging Fryslân - Titus Sijmonsma
Jagersvereniging team Ecologie - Wim Knol
KJV en FBE Noord-Holland - Ton Zegers
KNJV - Paulien Niewold
LTO Noord - Peet Sterkenburgh
Melkveehouder/LTO - Melle Pieter Prins
Ministerie EZ - Wilmar Remmelts
Natuurmonumenten - Erik Bethlehem
NVM - Frank Wijnans
NVM - Jacob Porsius
NVM - Peter van Kempen
Provincie Drenthe - Peter Venema
Provincie Fryslân - Age Kramer
Provincie Fryslân - Gerben Mensink
Provincie Fryslân – Klaas Talma
Provincie Groningen - Ronnie Vos
Staatsbosbeheer Groningen en Fryslân - Frank Leereveld

Provincie Fryslân - Meinte Engelmoer
SOVON - Kees Koffijberg
WEnR (Alterra) - Dick Melman
WEnR (Alterra) - Hugh Jansman
WEnR (Alterra) - Ralph Buij
Bureau ZET - Susan Martens
Bureau ZET - Harm Blanken

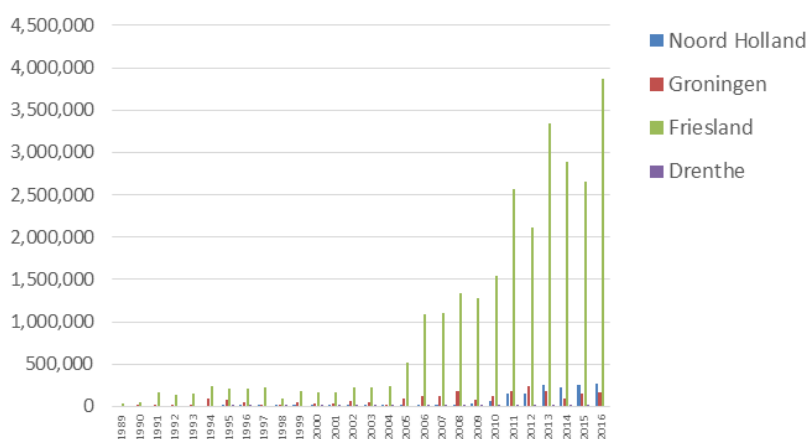
Afgemeld

Provincie Noord-Holland - Emilie Wijers
NOJG - Henk Hoogenkamp

Bijlage 3 Evaluatie kosten en baten van brandganzen

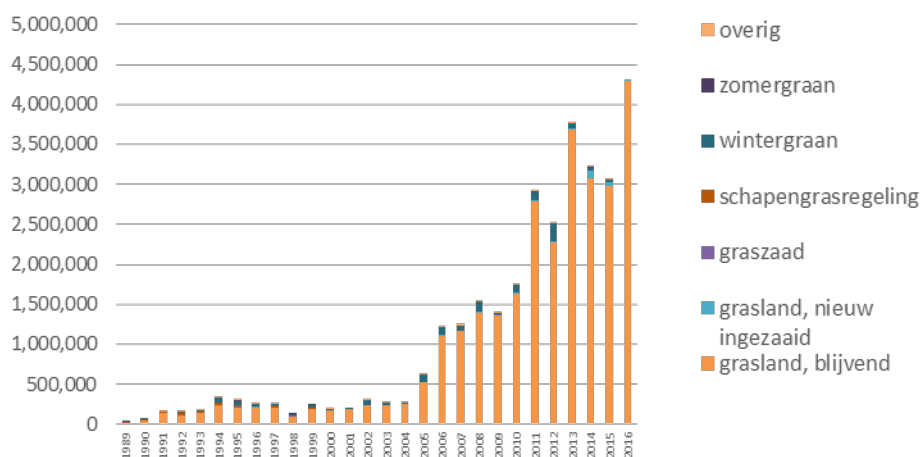
B3.1 Productiederving landbouw

De totale getaxeerde landbouwschade toegeschreven aan brandganzen in de vier noordelijke provincies steeg tussen 1989/90 en 2015/16 van € 30.000 tot € 4.3 miljoen euro (Figuur 1), met een cumulatief bedrag van € 31 miljoen voor de gehele periode. Het overgrote deel hiervan werd geregistreerd in Friesland, waar 100% (1989) tot 71% (1994) van de totale schade in de vier provincies optrad. De getaxeerde schade toegekend aan brandgans in Friesland liet een significante exponentiële toename met de jaren zien gedurende deze periode ($F_{1,26} = 185.5$, $P < 0.001$).



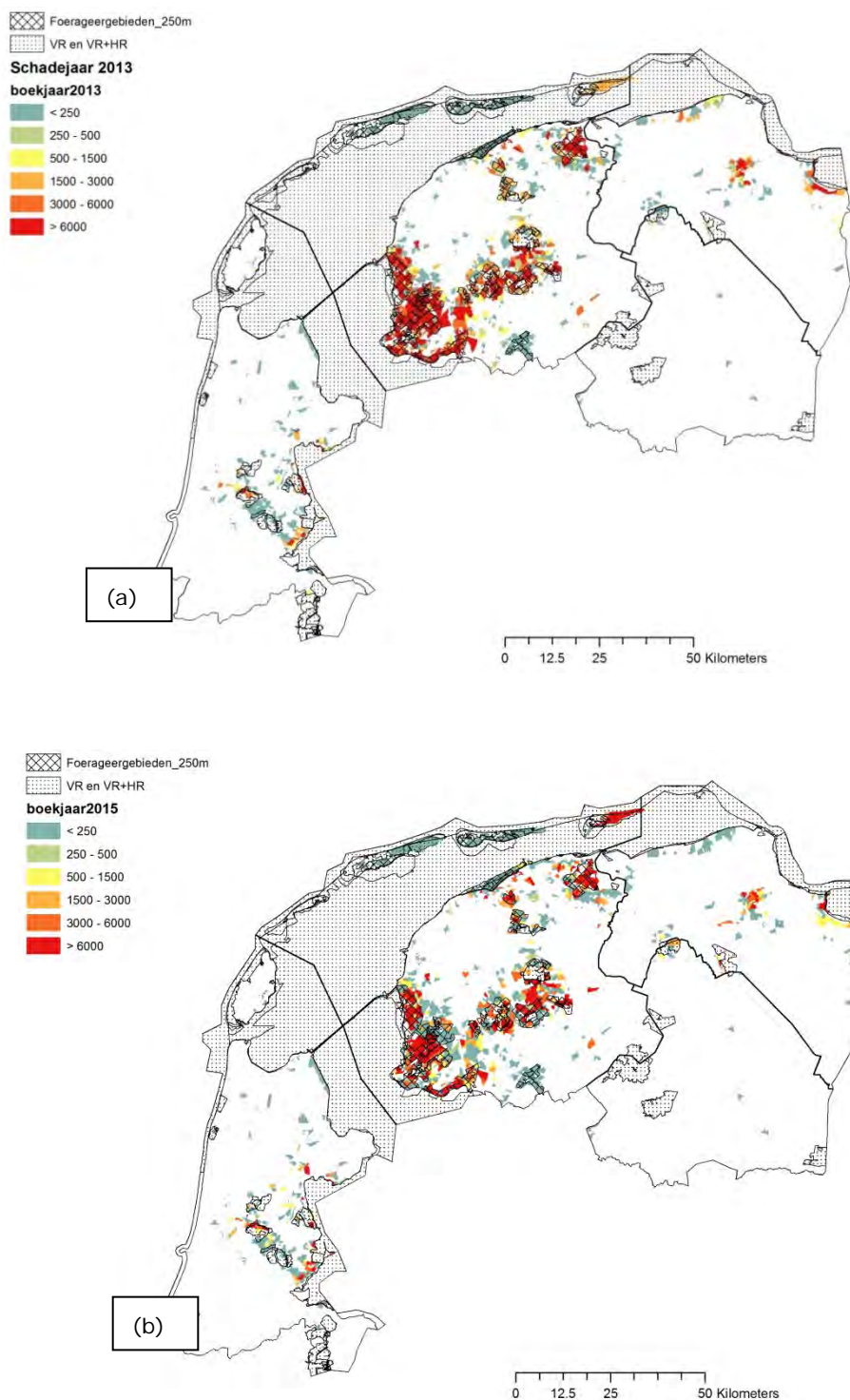
Figuur 1 Trend van uitgekeerde schadebedrag toegekend aan brandgans in de vier noordelijke provincies in 1989-2016.

Van het totale schadebedrag werd gemiddeld 83% geregistreerd op blijvend grasland over de periode 1989-2016 in de vier noordelijke provincies, maar voor de afgelopen 10 jaar bedroeg dat gemiddelde 95% (range 89,9-99,7%; Figuur 2). De schade op andere gewassen was vele malen lager.



Figuur 2 Trend van uitgekeerd schadebedrag toegekend aan brandgans in de vier noordelijke provincies in 1989-2016, onderverdeeld naar gewastype.

De meeste getaxeerde schade werd gemeld in de maanden januari (gemiddeld 20,5% van totale schade) en maart (18,1%), en de minste in december (9,6%). De meeste schade toegekend aan brandganzen vond plaats binnen ganzenfoerageergebied (Figuur 3).



Figuur 3 Productiederving toegekend aan brandgans in Friesland in (a) de winter 2012/13 en (b) 2014/15. De locatie van de opvanggebieden is aangegeven.

B3.2 Verjaagkosten

Het aantal verjaagacties en de daarbij geschoten brandganzen uit de Friese opvangevaluatie is gestegen de afgelopen jaren (Tabel 1). Uit de rapportering voor de verleende derogaties van de Vogelrichtlijn (Sanders et al. 2016) en de daaraan ten grondslag liggende datafile kon achterhaald worden dat er 11,195 brandganzen onder derogatievergunningen vallen in de vier Noordelijke provincies sinds 2014 (Tabel 2). Niet duidelijk is geworden hoe volledig deze rapportages zijn en wat precies het aantal brandganzen is dat door afschot is gedood. De derogaties omvatten namelijk veelal andere tijdsperioden van geldigheid (de 'oudste' startte in april 2014) en ook de wijze van doden is niet altijd gespecificeerd.

Tabel 1 *Het aantal verjaagacties en de daarbij geschoten brandganzen uit de Friese opvangevaluatie. De gegevens gelden voor de periode september 2013 tot maart 2016.*

Periode	Aantal geschoten brandganzen	Aantal verjaagacties	Aantal geschoten gans/verjaagactie
winter 2013/14	199	2,950	0,07
winter 2014/15	7,979	5,771	1.38
winter 2015/16	7,385	4,393	1.68
Totaal	15,563	13,114	1.19

Tabel 2 *Aantal brandganzen onder derogatievergunningen bij Gedeputeerde Staten van de vier noordelijke provincies, geldig van 1 januari 2014 tot 1 november 2019. De derogaties hebben betrekking op het doden van de brandganzen met elk middel.*

Provincie	Aantal brandganzen
Friesland	10,761
Groningen	432
Noord-Holland	2
Drenthe	0
Totaal	11,195

B3.3 Beheer en beleidskosten in de huidige situatie

Alternatieve maatregelen om schade te beperken, worden vermeld in enkele ganzenbeheerplannen (Noord-Holland, Friesland), zoals het verruigen van grasland, het niet meer bejagen van de vos als natuurlijke vijand, betere gewaskeuze en het fluctueren van de waterstand (Tabel 3). Vanwege economisch belangen en weidevogelbeheer zijn dergelijke maatregelen vaak niet op schadelocaties inzetbaar.

Tabel 3 Overzicht van het ganzenbeheer in de vier noordelijke provincies, gericht op de winterperiode en de Brandgans.

Beheertype	Friesland	Noord-Holland	Groningen	Drenthe
Winterrust	Buiten rustgebied: 1 jan-1 mrt (1 ^e 2 - 3 jaar) 1 november-1 maart (na 2-3 jaar en evaluatie). In rustgebied: 1 nov-31 mrt.	1 nov-1 maart (overig) 1 nov-1 april (rustgebieden)	1 nov-1 mrt 1 nov-1 april (foerageergebied)	1 nov-31 maart (op grasland/kwetsbaar perceel) 1 okt-31 maart (rustgebied)
Rustgebieden/foerageergebieden	O.b.v. huidige begrenzing en vrijwillige basis en >8000 ha robuust gebied	Vooralsnog de huidige tot o.b.v. schadehistorie en verblijfsduur definitieve zijn aangewezen	Zoals in 2005 vastgesteld	Leekstermeer; optie om 1 - 2 extra gebieden aan te wijzen
Schadebestrijding brandgans buiten rust-/foerageergebied	Hele jaar (1 ^e 2-3 jaar; alleen jan en feb winterrust). 1 maart-1 november (na 2 jaar & evaluatie)	Verjaging met ondersteunend afschot toegestaan op kwetsbare gewassen	Van 1 nov-31 mei is ondersteunend afschot brandgans mogelijk aan de noordkust op kwetsbare percelen (niet foerageergebied)	Grasland: alleen werende middelen. Kwetsbaar gewas: verjaging. Voor verjaging middels afschot is taxatiebewijs nodig

Noord-Holland

Het ganzenbeheer is voor deze provincie vastgelegd in 2014 (Uitvoeringsbeleid ganzen, Provincie Noord-Holland 2014). Doel is om de recentelijk opgelopen schade terug te brengen tot het schadeniveau van 2005 voor alle jaarrond aanwezige ganzen en 2011 voor jaarrond verblijvende Brandgans. Dit wordt nagestreefd door de populatieomvang van jaarrond verblijvende ganzen terug te brengen tot de voor de provincie acceptabele schadeniveaus zijn bereikt. Hiervoor wordt een periode van ten minste 5 jaar voorzien.

In Noord-Holland worden rustgebieden (voorheen foerageergebieden) ingesteld op basis van voorkomen en schadehistorie van overwinterende ganzen. De duur van de werking van rustgebieden kan verschillen op basis van verblijfsduur per doelsoort. Er is geen schadebestrijding van ganzen toegestaan in rustgebieden. Op kwetsbare gewassen zijn in de winter verjaagingspanningen verplicht alvorens tot afschot over te mogen gaan. Verjaging middels ondersteunend afschot is mogelijk ter voorkoming van schade. Indien na evaluatie blijkt dat de populatie jaarrond verblijvende ganzen niet noemenswaardig is afgenomen, worden de mogelijkheden voor beheer en schadebestrijding verruimd. Eventueel kunnen ontheffingen voor het verstoren, verjagen en doden van brandgans worden verleend, zowel in de winter- als zomerperiode.

De winterrust geldt van 1 november tot 1 maart. De rustgebieden zijn van kracht in de periode 1 november – 1 april (grauwe ganzen en kolganzen). Indien er ook brandgans verblijven, wordt het verlengd tot 1 mei, en voor rotganzen tot 1 juni. Gedeputeerde Staten wijst de rustgebieden aan op basis van inventarisatiegegevens. Omdat het oude systeem van foerageergebieden en verjaaggebieden (tot ca. 2009) niet voldoende effectief bleek, wordt nu ingezet op een geconcentreerdere ligging van de rustgebieden.

Binnen de rustgebieden geldt volledige winterrust. Ook werende middelen op schadegevoelige percelen zijn niet toegestaan. Agrariërs worden 100% tegemoetgekomen in de schade, krijgen een bonus conform de de-minimisregeling (niet als staatssteun geldend), waarbij ook de behandelkosten worden vergoed. Jacht is onder voorwaarden toegestaan op andere soorten waarbij minimaal 500 m afstand van ganzen moet worden gehouden.

De populatie van brandganzen in Noord-Holland neemt gestaag toe, waardoor strikte bescherming niet langer noodzakelijk wordt geacht. In het uitvoeringsbeleid worden ook andere maatregelen voorgesteld om de schade beheersbaar te houden. Deze hebben vooral betrekking op de zomerpopulatie en omvatten het ongeschikt maken van opgroeigebieden, afschermen broedgebieden, fluctueren waterstand, predatie, werende middelen, gewaskeuze, schadebestrijding en populatiebeheer.

Provincie Friesland

Het ganzenbeheer is voor deze provincie vastgelegd in 2014 (Nota Fryske Guozzenoanpak 2014) en vervolgens geëvalueerd in 2016 (Fryske guozzenoanpak – evaluatie 2016). Het doel van de provincie Fryslân is een forse reductie van de vraatschade door ganzen (-5% tot -10% in 2015 & 2016/17) om te komen tot een maatschappelijk acceptabele schadehoogte. Als maatregel zal daarom het aantal zomerganzen worden gereduceerd, maar zal ook de brandgans als een van de grootste schadeveroorzakers gedurende het seizoen 2014-2016 buiten de foerageergebieden verjaagd mogen worden middels ondersteunend afschot. Gedurende de winterrust (januari en februari) mag dat alleen op schadegevoelig gewas.

De winterrustperiode voor ganzen wordt voor de periode 2015 & 2016 (&2017) beperkt tot januari en februari. Uit de evaluatie in 2016 is gebleken dat bereikte schadereductie niet voldoende is zodat de verkorte winterrust worden verlengt met seizoen 2016-2017. Daarna zal de winterrust worden ingesteld van 1 november tot 1 maart.

Er worden door GS foerageergebieden ingesteld van november tot april. Soortspecifieke foerageergebieden voor brandgans en rotgans worden ingesteld van november tot juni.

Grondgebruikers binnen foerageergebieden (of rustgebieden) krijgen het behandelbedrag terugbetaald en er wordt bij schade vanaf E 25,-/ha een deelnemerspremie betaald van E 50,- per schadehectare voor de normale foerageergebieden en een deelnemerspremie van E 16,66 per schadehectare per extra maand voor de max. 8000 ha soortspecifieke foerageergebieden.

In de seizoenen 2014/15 en 2015/16 bestonden de foerageergebieden in Friesland uit algemene foerageergebieden (november t/m maart) en specifieke foerageergebieden voor brand- en rotgans (april en mei). Onder de *Fryske guozzenoanpak* is voor 26,000 ha foerageergebied en 8,000 ha soortspecifiek foerageergebied afgesloten. De specifieke foerageergebieden overlappen ruimtelijk deels met de algemene foerageergebieden. Brandganzen zitten in Friesland relatief veel in de foerageergebieden, met gemiddelde percentages boven de 50% in oktober-november en maart-mei (ReF: Fryske guozzenoanpak – evaluatie 2016). Buiten de foerageergebieden geldt de landelijke afspraak dat de schade voor 95% wordt vergoed, waarbij per 1 oktober 2014 een behandelbedrag van € 300 in rekening wordt gebracht voor het in behandeling nemen van een verzoekschrift Fauna-schade. De schade binnen de foerageergebieden wordt voor 100% vergoed, volgens de taxatie van het Faunafonds (automatische taxatie). Dat betekent dat de grondgebruiker zich niet hoeft aan te melden bij schade bij het Faunafonds en dat de taxateur automatisch langskomt om te taxeren. De kosten voor de foerageergebieden in Friesland bedroegen in 2015 ca. 1,4 miljoen euro.

Provincie Groningen

Het ganzenbeheer is voor deze provincie vastgelegd in het Groninger Ganzenakkoord (Provincie Groningen, 2014). Het doel van Groningen is om de ganzenpopulaties duurzaam in stand te houden op een niveau waarbij een goed evenwicht wordt gevonden tussen de omvang van de van nature voorkomende populaties en de risico's die daarmee samenhangen. Dit wordt ingevuld door de schade van ganzen in zes jaar terug te brengen naar een, *niet nader gedefinieerd*, acceptabel niveau. Bij probleemsituaties wordt gebiedsgericht maatwerk geboden.

De duur van dit plan betreft een periode van zes jaar. Alle parameters die van invloed kunnen zijn op de doelstelling worden gemonitord. De foerageergebieden zoals in 2005 door GS vastgesteld, blijven in de eerste twee jaar bestaan. Eventueel worden deze na evaluatie vervolgens aangepast. De foerageergebieden zijn van kracht van 1 november tot 1 april. Indien er veel brandganzen verblijven, wordt dit verlengd tot 15 mei. Voor alle trekganzen geldt op graslandpercelen een winterrustperiode van 1 november tot 1 maart (en voor kolkans tot 1 april).

Schadebestrijding is gericht op het reduceren van schade waarvoor een maatwerkplan wordt opgesteld en afgestemd met de jagers. Dit plan zal lijken op het plan van Flevoland waarmee goede

ervaringen aldaar zijn opgedaan. In de periode 1 november – 15 mei is ondersteunend afschot van brandgans mogelijk op kwetsbare gebieden langs de kust, met uitzondering van foerageergebieden. Deelnemers van foerageergebieden krijgen 100% van de getaxeerde schade uitgekeerd en tevens het behandelbedrag teruggestort. Daarnaast ontvangen ze een deelnemerspremie van 50^E per schadehectare. Buiten de foerageergebieden geldt voor de winterperiode een schadevergoeding van 95%. Maatregelen voor het populatiereductiebeleid worden vanuit de provinciale budgetten betaald.

Provincie Drenthe

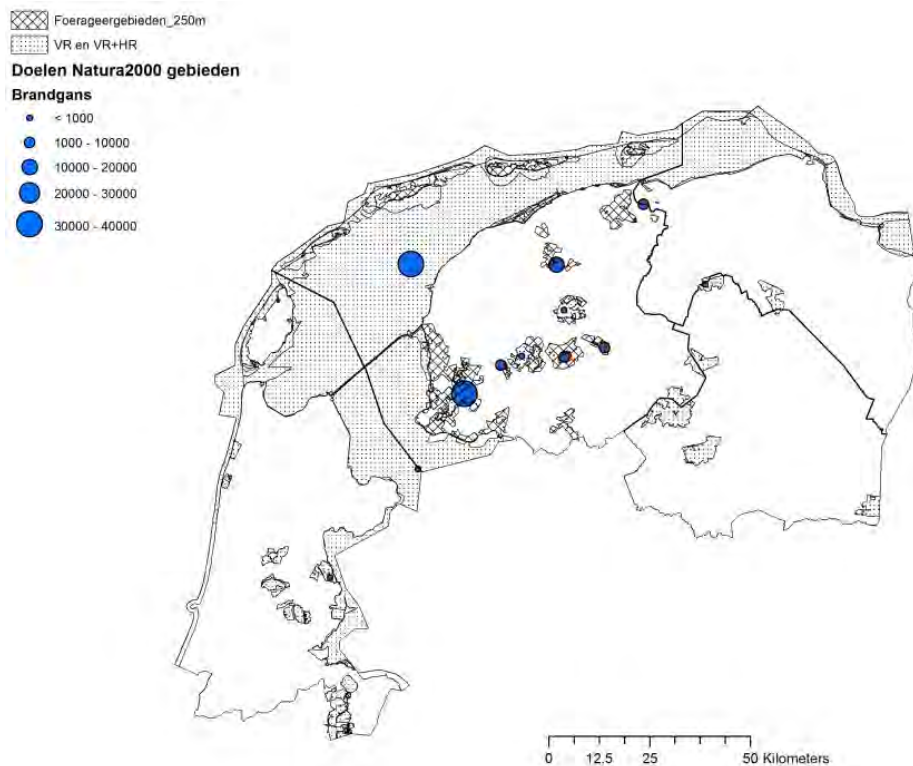
Het ganzenbeheer is voor deze provincie vastgelegd in het Flora- en Faunaplan, Bijlage 5: Ganzenbeleid provincie Drenthe (2014). Uitgangspunt van het beleid is om ganzen in de winterperiode zo veel mogelijk rust te bieden. Preventie en verjaging gaan voor afschot. Het doel van de winterrustperiode is om ganzen optimaal de gelegenheid te geven hun vetreserve op te bouwen zodat zij in het voorjaar in goede conditie terug kunnen naar hun broedgebieden. Er worden drie soorten agrarische gebieden onderscheiden: rustgebied, grasland en kwetsbare gewassen. Het Leekstermeer is als rustgebied aangewezen. Hier mag niet verjaagd en bejaagd worden van/op ganzen. Grondgebruikers krijgen 100% van de schade vergoed en betalen geen behandelbedrag. Ook is een de-minimisbijdrage mogelijk als toeslag op de getaxeerde schade. Overwogen wordt nog 1 tot 2 nieuwe rustgebieden aan te wijzen voor kolkans en grauwe gans. Grasland wordt in de winterperiode niet als een kwetsbaar gewas beschouwd. Er mogen daar dan ook geen ganzen worden geschoten maar wel verjaagd als er belangrijke schade lijkt te ontstaan. Op kwetsbare percelen moeten werende middelen worden genomen.

B3.4 Realisering internationale verplichtingen

De belangrijkste gebieden binnen het Natura 2000-netwerk zijn respectievelijk de Waddenzee en het Haringvliet (Tabel 5). Als slaapplek is vooral ook het Sneekstermeer van groot belang, en in iets mindere mate Van Oordt's Mersken, Oudegaasterbrekken, Fluessen e.o., IJsselmeer en Lauwersmeer (Figuur 4).

Tabel 4 Doelpopulaties van brandgans voor Natura 2000-gebieden in de noordelijke provincies.

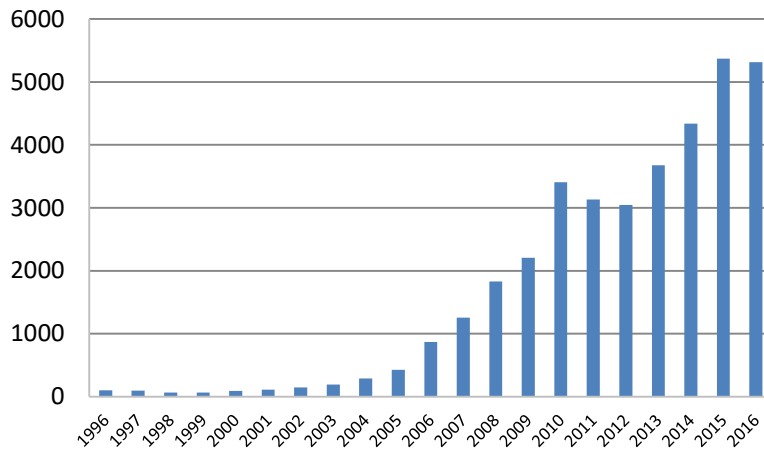
Provincie	Natura 2000 gebied	Doelstelling	
		Gemiddelde of maximum waarde	Aantal vogels
Drenthe	Leekstermeergebied	gemiddelde	110
Friesland	Groote Wielen	maximum	11.800
Friesland	Oudegaasterbrekken, Fluessen en omgeving	maximum	39.300
Friesland	Witte en Zwarte Brekken	maximum	6.200
Friesland	Sneekstermeergebied	gem/max	0
Friesland	Alde Feanen	gem/max	0
Friesland	De Deelen	maximum	9.900
Friesland	Van Oordt's Mersken	gemiddelde	4.200
Friesland + Groningen	Lauwersmeer	gemiddelde	1.700
Friesland + Groningen + Noord-Holland	Waddenzee	gemiddelde	36.800
Noord-Holland	Polder Zeevang	gemiddelde	70
Noord-Holland (Flevoland)	Markermeer & IJmeer	gemiddelde	160
Noord-Holland (Flevoland)	Oostvaardersplassen	gemiddelde	1.800



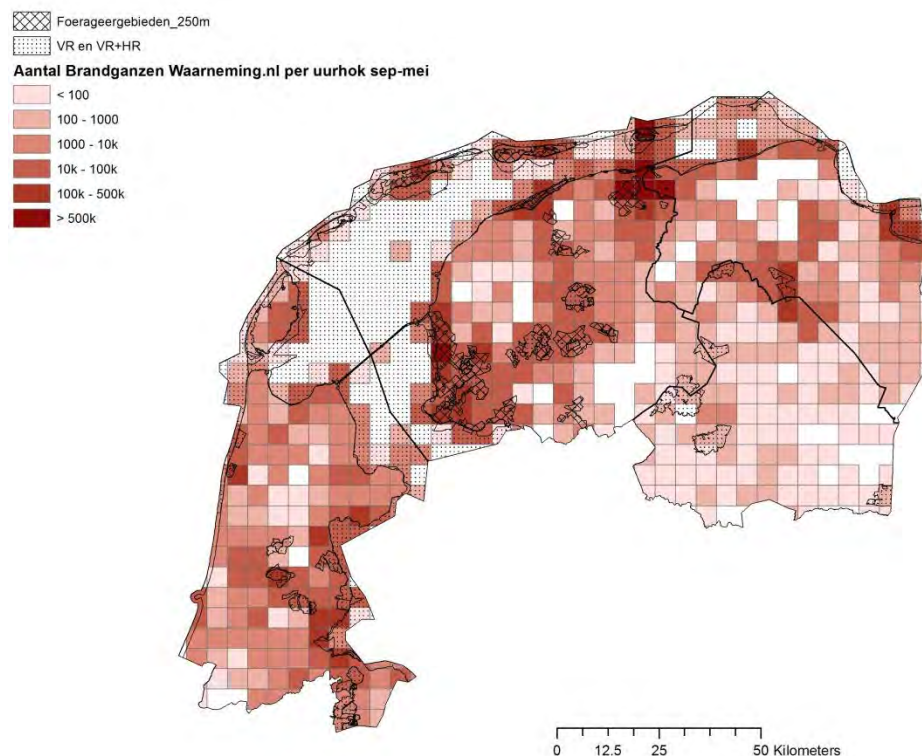
Figuur 4 Instandhoudingsdoelstellingen voor de brandgans: doelpopulaties voor de Natura 2000-gebieden. VR: Vogelrichtlijngebieden, VR+HR: Vogel- en Habitatrichtlijngebieden. De voor brandgans gestelde doelen worden op dit moment gehaald in alle Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor brandgans, waarbij de aantallen in sommige gebieden die doelen met factor 3 tot 4 overstijgen.

B3.5 Belevingswaarde van ganzen voor natuurliefhebbers

Het aantal deelnemende watervogeltellers bij mid-maandelijkse watervogeltellingen in de vier noordelijke provincies is wel bekend en als volgt: Noord-Holland 310; Friesland 198, Groningen 104, Drenthe 91. In totaal gaat het dus om 703 tellers die gemiddeld 5 uur per telling gebruiken. Ze tellen in de maanden september tot en met april (8 maanden), wat neerkomt op een totale tijdsinvestering door deze groep van (703 tellers x 5 uur =) 28.120 uur per winter. Het aantal brandganzen dat is ingevoerd, is gestegen de laatste jaren (Fig. 5), waarbij vooral in de provincies Friesland, Groningen en Noord-Holland veel aflezingen zijn gedaan door brandganswaarnemers (Fig. 6).



Figuur 5 Aantal keren dat waarnemingen van brandganzen werd ingevoerd in waarneming.nl in 1996-2016 in de vier noordelijke provincies. Het kan gaan om waarnemingen van 1 of duizenden exemplaren per waarneming. De toename is voor een belangrijk deel toe te schrijven aan een toename van het aantal waarnemers die meldingen rapporteerden.



Figuur 6 Aantal waargenomen brandganzen ingevoerd in waarneming.nl voor de periode 1996-2016.

B3.6 Belevingswaarde van ganzen voor ringaflezers

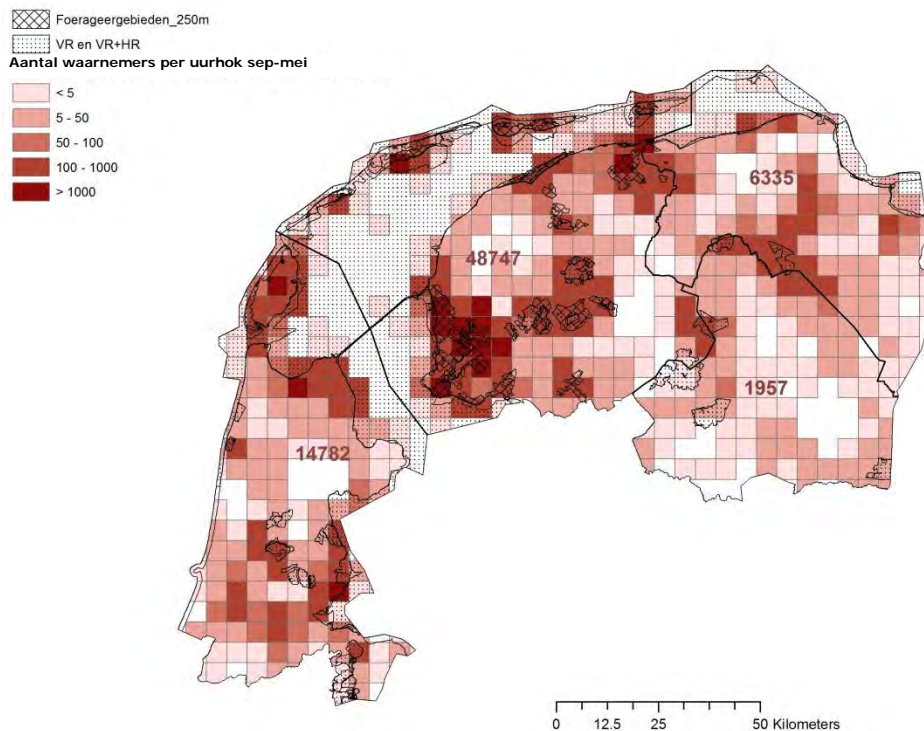
Omdat we ons hier focussen op de brandgans is het interessant om na te gaan of het mogelijk is specifiek die groep in beeld te brengen die zich met brandganzen bezighoudt. In totaal zijn de aflezingen van brandganzen in de vier noordelijke provincies ingevoerd onder 656 unieke waarnemerscodes (Tabel 5). Hierbij moet worden aangetekend dat een (onbekend) aantal waarnemers een dubbele code heeft, dus het is niet na te gaan of het hier eenzelfde aantal personen

betreft. Het merendeel van die waarnemers (82% van het totaal) las ringen of halsbanden af in Friesland (Tabel 6), waar ook de gemiddelde groepsgrootte van waarnemers en het aantal aflezingen per ringaflezer hoger was dan in de andere provincies. Dit suggereert dat de relatief hoge aantallen brandganzen in Friesland een dienst leveren voor meer waarnemers, die bovendien meer ganzenringen aflezen (lees: meer baten worden ondervonden per persoon). Bij de afzonderlijke gerapporteerde aflezingen van brandganzen was een cumulatief aantal van 18,077 waarnemers betrokken op 1078 verschillende dagen in periode 1996-2016, wat overeenkomt met ca. 21% van het aantal beschikbare winterdagen in 1996-2016; dit betekent dat de baten door brandganzen op ten minste op 1 van de 5 winterdagen werden genoten. Het aantal brandganswaarnemers betrof een kwart van de waarnemers van alle afgelezen ganzen in de vier provincies, waarbij ook relatief de meeste ringaflezers van brandganzen in Friesland actief waren (35% van aflezers van alle ganzen in de winter), terwijl in Groningen (18%) en vooral in Noord-Holland (0,74%) en Drenthe (0,1%) een veel lager aandeel brandganzen-aflezers betrokken was t.o.v. aflezers van andere ganzen.

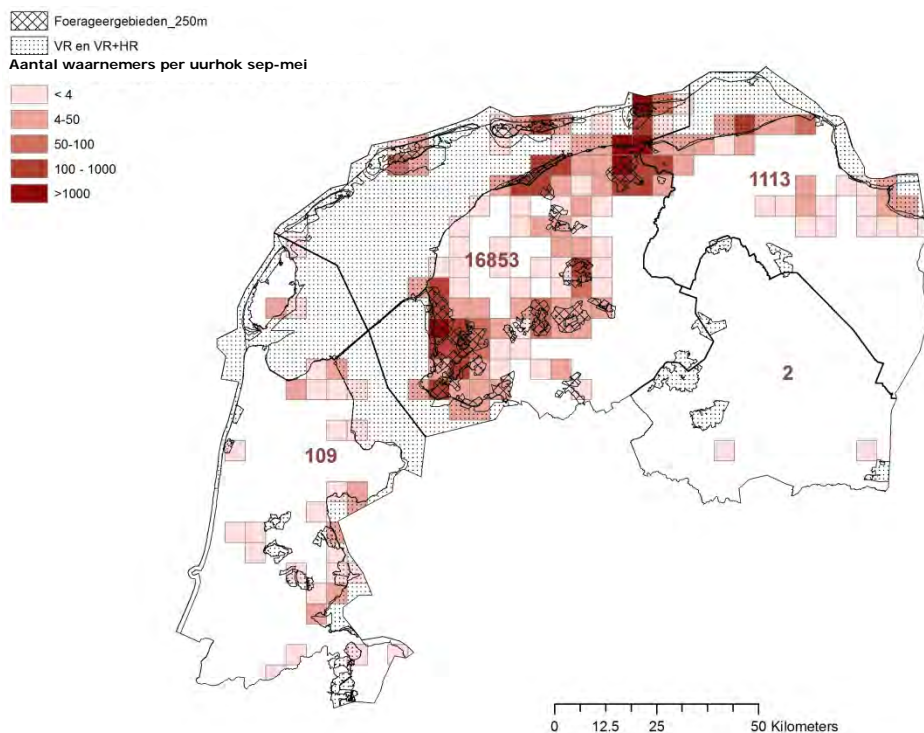
Tabel 5 Aantal unieke waarnemers en gemiddelde gerapporteerde groepsgrootte van ringaflezers van brandgans in de vier noordelijke provincies in 1996-2016.

	Aantal unieke ringaflezers	Gemiddelde groepsgrootte van aflezers	Gemiddeld aantal aflezingen per ringaflezer
Noord-Holland	35	1.08	2.89
Groningen	82	1.02	13.3
Friesland	537	1.12	28.1
Drenthe	2	1.00	1
Totaal	656	1.11	24.8

De ring- of halsbandaflezingen van alle ganzensoorten in de winter zijn geconcentreerd langs de IJsselmeer- en Waddenkust van Noord-Holland en Friesland, op de eilanden maar ook in het Friese merengebied en dan vooral ook rond de Friese foerageergebieden (Fig. 7a). Voor alleen brandgans zijn winterse ringaflezingen geconcentreerd langs de IJsselmeerkust en het noorden van Friesland (inclusief de eilanden), vooral in en rond de opvanggebieden (Fig. 7b). In Noord-Holland zijn de brandganswaarnemingen vooral gedaan rond de IJsselmeerkust, en in Groningen langs de Waddenzeekust; in Drenthe zijn maar twee brandganzen afgelezen.



(a)



(b)

Figuur 7a&b Locatie van ringaflezingen van (a) alle ganzen en (b) brandgans in 1996-2016 zoals ingevoerd in geese.org. Het totaal aantal aflezers dat betrokken was bij de gerapporteerde ringwaarnemingen (van 1 of meerdere brandgans) staat aangegeven binnen de provinciegrenzen (het aantal individuen is dus niet weergegeven: het gaat in veel gevallen om dezelfde waarnemers die ganzenringen aflezen).

B3.7 Ganzenvlees

Het is niet mogelijk gebleken om een indruk te krijgen hoeveel ganzen concreet voor consumptie beschikbaar komen, hetzij via de jager, hetzij via de horeca, in de vier noordelijke provincies. Omdat er een verbod op verhandelbaarheid geldt van brandgans, is het verhandelen van vlees alleen in theorie mogelijk. Op de website van de jagersvereniging is wel een overzicht te vinden van adressen van winkels, jagers die wild aanbieden en restaurants (Figuur 8). Emilie Wijers geeft voor provincie Noord-Holland aan dat de zomerganzen die door vangst en vergassing beschikbaar komen vooral worden afgezet in Frankrijk en Oost-Europa, landen waar gans culinair meer wordt gewaardeerd. Een klein deel wordt in Nederland afgezet, onder andere op een manier dat het dier schoongemaakt met een recept verkrijgbaar is. Winterganzen worden niet vergast maar geschoten, wat betekent dat er hagel in de bout kan zitten.



Figuur 8 Locaties in Noord-Nederland waar via het jagersnetwerk ganzen verkregen of gegeten kunnen worden (<https://www.jagersvereniging.nl/wildopdekaart/>). Bruin = restaurant; groen = jager; blauw = winkel.

Bijlage 4 Nadere reactie van de Jagersvereniging en van een Faunabeheer adviseur

Reactie nav de bijeenkomst in Leeuwarden en de presentatie

Van: Wim Knol (ecoloog Jagersvereniging)

Dd 15 december 2016

Onderstaand zijn een aantal opmerkingen verwoord nav de oproep van de projectgroep aan de deelnemers van de bijeenkomst om aanvullende opmerkingen en observaties te leveren.

1 Bronnen

Over de inzet van jagers en de kosten en baten zijn diverse bronnen bruikbaar. De inzet van vrijwilligers is in een aantal van deze bronnen gekapitaliseerd naar inzet en tarieven voor vrijwilligers. Bronnen zijn:

- Waarde van de jager
https://www.jagersvereniging.nl/content/uploads/2015/06/Waarde_vd_Jager_onderzoeksrapport_CLM_2014-2.pdf
- CLM rapportage: http://www.clm.nl/uploads/pdf/790-Doorrekenen_ganzenscenario_G7_IPO-web.pdf
- Faunafonds evaluatie van opvanggebieden zie website faunafonds
- Sovon <https://www.sovon.nl/nl/content/overzomerende-ganzen-nederland-grenzen-aan-de-groei>
- Administratieve lasten Wet Natuurbescherming: <http://www.actal.nl/adviezen/administratieve-lasten-door-uitvoering-4054/>

2 Opmerkingen bij kosten en baten

De mogelijke kosten en baten van brandganzen nog eens belicht en voorzien van aandachtspunten, deels aanvullend op de presentatie.

A Kostenkant

1. Productiederving

- cijfers van faunafonds geven onvoldoende schade weer (gewas, mest, vertrapping). Alleen gemelde of geclaimde schade.
- De niet gemelde schade kan bij benadering worden geschat o.a. uit de omvang van de populatie overwinterende ganzen.
- Overlast (zoals in recreatiegebieden) zit hier niet in benoemd. Overlast is moeilijker te kwantificeren dan schade en heeft naast een schadekant ook een belevingskant
- Daarmee is de vastgestelde schade een fractie van de totale (niet gemelde) schade en overlast.

2. Verjaagkosten

Deze zijn er zowel passief (plaatsen van vlaggen, vogelverschrikkers ed.) als actief (agrilaser, rondrijden, drones, ondersteunend afschot). Het gaat om:

- Uren en geld
- Aanschaf van materiaal/middelen
- Reiskosten en reistijd

3. *Beheerkosten*

- handhaving
- Inzet van jagers in uren. Administratieve lasten door grondgebruiker (invullen registraties zoals SRS of anderszins) en jager (FRS: ontheffingprocedures, melden veldbezoek, melden afschot of verjagingsactie).
- Zie ook de studie van Actal die gebruikt is voor de Wet Natuurbescherming irt lastenverzwaring/verlichting van de wet. Administratieve lasten maken een belangrijk deel uit van de praktijk en beperken ook de efficiency.
- Kosten uitrusting en middelen bij afschot
- Organisatiekosten WBE's en overleggen tav de uitvoering

4. *Beleidskosten*

- Beleidsontwikkeling en ambtelijke kosten
- Organisatiekosten Faunafonds en schadeafhandeling (zie jaarverslag ffonds)
- belangenbehartiging
- Onderzoekskosten fauna
 - Onderzoekskosten faunafonds (ca. 0,5 miljoen)
 - Leerstoel faunabeheer (oa onderzoek brandganzen aio) (0,6 miljoen?)
 - EZ onderzoek ganzen (uitbesteding)
 - Tellingen watervogels

5. *Ziekteverspreiding*

Verspreiding van dierziekten naar gehouden dieren (salmonella, vogelgriep, botulisme etc). Deze is o.a. dichtheidsafhankelijk. Lastig om de exacte rol van brandganzen hierin aan te geven.

- Kosten vogelgriep voor sectoren: dat gaat om miljoenen. Ook voor jagers was stopzetten jacht een economische strop. Brandganzen zijn hierin wsch niet de oorzaak maar maken wel deel uit van de vector watervogels met impact.

6. *Milieu effecten*

- Bemesting op waterlichamen ic recreatieplassen en kosten voor schoonmaak van recreatiestranden, waterzuivering en verjagen of afschot in recreatiegebieden
- Bijdrage aan de fosfaatlast landbouwgronden
- kosten zijn CO2 uitstoot en footprint van ganzenrecreatie (geldt ook voor jacht en verstoring)

7. *Biodiversiteit*

Ganzen kunnen (zeker in grote aantallen) ook minder positieve effect hebben op:

- Vegetatietypen (rietvogels, hoogveen, schrale vegetaties) met extra beheerkosten
- Waterkwaliteit (fosfaat oa in schrale natuurontwikkeling, vennen etc). extra beheer
- Concurrentie (actieve of passieve verjaging van andere soorten op percelen waar brandganzen zitten) of belemmeren vestiging van andere watervogels (weidevogels? Dit omdat brandganzen nog tot in mei aanwezig kunnen zijn). Dit is nog weinig onderzocht.
- Onrust?: Gedrag van brandganzen is wellicht ook van invloed op andere soorten. Dat geldt ook bij verjaging van ganzen (icl ondersteunend afschot, laser etc), waarbij ook andere (beschermd) soorten worden meeverjaagd. Wat niet de bedoeling is. Onbekend is of dit effect heeft op de gunstige staat van instandhouding van die meeverjaagde soorten

B Baten

1. *Beleving. Er zijn 2 vormen van beleving*

- a. Door vogelaars, jagers, recreanten en andere buitenmensen. Dit is voor de meesten weinig soortspecifiek. Grote groepen ganzen leveren een belangrijke bijdrage aan de beleving en vooral spectaculair als ze op- en laag overvliegen (bijv. slaapplaatsen of doortrek). Daar zit mogelijk wel een optimum aan vast. Steeds meer ganzen betekent niet steeds meer beleving. Die beleving is er meestal niet dagelijks (zie ook beleving van herten) maar vooral als mensen ook in het veld zijn. Kwantitatief een nog slecht onderzocht aspect. Brandgans wellicht net als canadagans ook nog meer beleefbaar door uiterlijk.

-
- b. Voor grondgebruikers is die beleving er ook, maar gerelateerd aan de schade of overlast. Veel schade of overlast zorgt wsch. voor een negatieve beleving, vooral als ganzen dagelijks aanwezig zijn. Daarmee verdwijnt draagvlak voor ganzen, maar wellicht ook voor andere vormen van natuur(beheer) en voor organisaties die pleiten voor 'niets doen' en grote aantallen ganzen. Is niet specifiek voor brandgans maar algemeen voor ganzen

2. *Begrazing/biodiversiteit*

- a. Terugzetten van de successie (jong riet ipv oud riet). Vooral in moerassen kan dit een rol spelen en ook mogelijk leiden tot kostenbesparing beheer.
- b. Prooidier voor predatoren (tot op zekere hoogte qua aantal en niet specifiek voor brandgans). Compleetheit van ecosystemen??
- c. Dispersie van zaden en genetische uitwisseling tussen populaties planten die ruimtelijk geschieden zijn? Is een veronderstelling. Wel bekend van wilde eend.

3. *Realisatie internationale verplichtingen*

- a. Geldt voor een minimumpopulatie brandgans
- b. Gunstige staat van instandhouding (dit is vooral beleidsmatig vastgesteld, maar er is vast ook een genetisch minimum?)

4. *jacht / oogst*

- a. economische baten van jacht
- i. aanschaf middelen (jachtmiddelen, kijkers, geweren, vervoer, honden etc.)
 - ii. ecologische footprint wild (ganzenvlees) is veel geringer dan van overig vlees
 - iii. betrokkenheid en passie bij het buitenleven (= beleving)
- b. toezicht. Aanwezigheid in veld levert extra toezicht op (stroperij en signalering) maar ook steeds meer voorlichting aan publiek (zie ook websites WBE's)
- c. sociale cohesie (jagers hebben een intensief netwerk van plattelandsbewoners waarmee ze een gemeenschap vormen en betrokkenheid hebben).

5. *Recreatie, toerisme (zie beleving)*

Baten zijn economische activiteit

6. *Benutting, ganzenvlees*

- a. opbrengsten ganzenvlees als ecosysteemdienst. Voor het vlees dat uit de natuur komt hoeft geen industrieel vlees te worden geproduceerd met bijbehorende milieulasten en kosten (ecologische footprint is veel lager). 1 kilo varkensvlees dezelfde milieulast als 100 kilo ganzenvlees??
- b. Vergroting sortiment poeliers/verkoop. Zie ook www.wildopdekaart.nl

7. *Betrokkenheid*

Betrokkenheid van de samenleving bij lokale/regionale herkomst van voedsel en daardoor meer begrip voor duurzaam vlees, natuur en landschap en mogelijk meer afzet van biologische producten en waardering voor ganzen.

3 Scenario's opmerkingen tav de beschreven scenario's.

1 Goed werkende opvanggebieden

- Opvanggebieden zijn onvoldoende effectief en wsch ook niet veel effectiever te krijgen. Dat heeft voor een deel te maken met de ligging, maar vooral met het gedrag van ganzen en het concept opvanggebied. Of ganzen vooral in opvanggebieden blijven, hangt samen met:
 - de aantallen ganzen (vol is vol, overloop) en de ontwikkeling van de populatie,
 - het grondgebruik en voedselaanbod in en buiten opvanggebieden. In de loop van de tijd raakt voedsel op in opvanggebieden of is aantrekkelijk buiten opvanggebieden.
 - de verstoring door grondgebruikers, recreatie, luchtvaart etc. in opvanggebied. Soms verstoren boeren, loonwerkers, waterschappen, muskusrattenvangers of recreanten toch in opvanggebied omdat ze op het land moeten zijn.
 - Buiten opvanggebieden worden lang niet altijd iedere dag of week ganzen bejaagd of verjaagd met ondersteunend afschot. Ganzen leren heel snel hoe dit zit. Zie ook de case Gelderse poort in

de jaren 70 waarin ganzen perfect wisten dat er een 10 uurs regeling was en voor die tijd net buiten Nederland zaten en na 10 uur naar Nederland vlogen. Jagers kunnen overigens ook getalsmatig lang niet overal zitten. Met 20.000 actieve jagers op 2,5 miljoen hectare buitengebied is dat 1 jager op 100 ha gebied max. De praktijk is dat in tijd en ruimte altijd wel gebieden voorkomen waar niet gejaagd wordt.

- de onbejaagbaarheid van niet opvanggebieden (kleiner dan 40 ha, recreatiegebied, sommige TBO terreinen etc).
- dag- nachtritme (ganzen lijken ook wat vaker 's nachts te foerageren) of tot laat in het donker.

Er zit ook een dichtheidsafhankelijk effect in. Zelfde zie je met 'rustgebieden' voor andere soorten die op enig moment ook overlopen als de aantallen toenemen (sociale stress) maar beter werken bij lagere dichtheden. Opvanggebieden kunnen wellicht redelijk werken als je de populatie permanent op een lager niveau houdt. Dat is dan altijd in combinatie met aantalsreductie.

2 Effectieve verjaging van schadepercelen

- Vraag is hoe je effectief kunt verjagen op schadepercelen. Vaak wordt schade pas achteraf vastgesteld op percelen en dan pas heten het schadepercelen. De relatie tussen schade en effectiviteit van verjaging is dan ook moeilijker vast te stellen. De vraag is ook hoe hoog moet de schade zijn om van schadepercelen te spreken?
 - Na verjaging zullen ganzen elders een plek zoeken waar geen verjaging optreedt. Er ontstaan dan nieuwe schadepercelen die volgens dit scenario dan ook weer verjaagd moeten worden. Verjagen is dan ook vooral verplaatsen van schade en creëren van nieuwe schadepercelen?
 - Met verjagen zullen ook andere soorten worden verjaagd en zijn er dus neveneffecten. Meenemen in het effect in dit scenario.
 - Door verjagen zal energiegebruik van ganzen toenemen en dus is er extra voedselbehoefte en dus meer schade. Zie ook kolganzenrapport faunafonds
 - Effectieve verjaging is als je ganzen permanent in de lucht houdt in een groot areaal. Effect is dat gunstige staat van instandhouding in het geding kan komen?

3 Effectieve aantalsonttrekking

- Begrip effectief goed duiden. Effectieve aantalsonttrekking is die onttrekking waarbij de populatie op de doelstand terechtkomt, het schadeniveau omlaag brengt of naar structureel lagere schades en aantallen beweegt.
 - Belangrijk is dat na het bereiken van een doelstand of quatum er blijvende inzet nodig is om op dit niveau te blijven.
 - Effectief onttrekken kent een aantal voorwaarden.
 - Onttrekking in de fase waarin populaties tot een onbeheerbaar niveau zijn doorgesloegen vraagt om een andere aanpak, middelen en vrijheid van handelen dan in een beheerbare lagere populatie.
 - Alle grondeigenaren moeten hierin meedoen of toestemmen met een beperkt aantal voorwaarden.
 - Effectiviteit betekent niet full-time jagers omdat afschot ed. tot op zekere hoogte een kwestie van investering in tijd is, maar vooral van gedrag (waar gaan ze zitten). En komen ze sowieso wel binnen bereik. Bovendien lijkt dit financieel een onhaalbare kaart waarbij door gewinning en aanpassing toch heel veel tijd geïnvesteerd moet worden
 - Tal van jagers gebruiken kogelgeweren voor afschot op afstand. Dit is echter alleen toepasbaar in een veilige omgeving.
-

Reactie nav de bijeenkomst in Leeuwarden en de presentatie

Van: Peter van Kempen, Reduzum. Fauna beheer adviseur.

Dd 13 december 2016

Geachte heer Melman,

Onderstaand onze inbreng en motivatie op onze keuze voor het scenario 1: Fourageergebiedbeleid met onbeperkt afschot tbv schade bestrijding op bedrijfsniveau erbuiten.

Wij hopen enige argumenten te hebben aangedragen, die ook door overige stakeholders als reëel beleefd worden en de keuze voor scenario 1 zullen bevorderen.

Het is voor veehouders belangrijk dat overheden via dit beleid een paraplu oprichten over boeren, die gezien hun ligging tov Natura 2000 gebieden waar onvoldoende fourage is voor winterganzen populaties, met zekerheid door vraatschade getroffen zullen worden. Dat en de bindende factoren tussen boer, TBO's en de provincie winterganzen opvang tot een succes te maken, zonder de jacht in het jachtseizoen binnen en buiten fourageergebied onredelijk te benadelen is de hoofd motivatie van onze keuze voor scenario 1.

Verder zie onder aan uw gegeven voorbeeld in onderstaande mail gegeven motivaties.

Met vriendelijke groet,

Peter van Kempen.

Ci vis Pacem, Para Bellum

Beste mensen,

We zijn druk bezig met de verwerking van de scores. Er valt veel over te zeggen. Als we alle scores simpelweg naast elkaar zetten (waarbij we --- als min3 wegen en +++ als plus3, dan komt er bij vergelijking van de scenario's het volgende beeld uit:

Om jullie door het plaatje te leiden: het volgende kun je eruit lezen:

1. Bij productiederving scoort scenario 3 opvallend, dwz dat door jullie als geheel is aangegeven dat de derving/schade hierbij belangrijk afneemt ten opzichte van de huidige situatie.
2. De verjaagkosten zijn bij scenario 2 hoog, in vergelijking met de twee andere scenario's
3. De internationale verplichtingen worden met name bij scenario 1 zeer goed gerealiseerd, in tegenstelling tot het tweede scenario.
4. De hoeveelheid ganzenvlees is bij scenario 3 erg groot, in vergelijking tot bijvoorbeeld scenario 1.

In aanvulling op deze scores hebben we behoefte aan een meer directe keuze/voorkeursuiting.

We nodigen u uit om het scenario (of een combinatie ervan) aan te geven waar uw voorkeur naar uitgaat en om uw voorkeur te motiveren in termen van de kosten en baten waarover we hebben gesproken. Dit mag kort.

Hieronder kunt u uw invulling geven:

- Mening op door NMV gegeven voorkeur van scenario 1 ten opzichte van de overige waarderingen op criteria, als in grafiek, namens de Nederlandse Melkveehouder Vakbond NMV:

Mijn voorkeur gaat uit naar scenario 1 (eventueel in combinatie met: Continue effectief verjagen met afschot buiten fourageergebieden, zonder huidige belemmeringen), omdat:

Kosten

Productiederving : Bij dit scenario, met verjaging en onbeperkt afschot buiten fourageergebieden, de verminderde opvetting door die constante verjaging, zou scenario 1 evengoed veel meer verminderde bedrijfsschade moeten opleveren, net als bij populatie beheer, toch? Huidige aanname afnemen bedrijfsschade is niet reëel, vergeleken met de aanname bij volledig populatie beheer. (overal afschot is idem als bij 1, maar BUITEN fourageergebieden. (Wel moeten hiervoor de huidige beperkingen weg, zoals latere aanvangstijd, alleen perceel gericht mogen afschieten/verjagen, en zo wie zo: geen bag limits!)

Verjaagkosten Deze zouden toch niet anders mogen zijn als scenario 2 en 3, want er moet bij scenario 1 ook de hele dag buiten de fourageergebieden worden opgetreden om de ganzen daar te verdrijven en af te schieten want "minder opvetting=>minder jongen.

Beheerkosten Scenario 1 kan, wegens overal buiten de fourageergebieden effectief mogen verjagen/afschieten zonder allerlei regeltjes belemmeringen met alleen melding op bedrijfsniveau van geschoten dieren weer minder toezicht /administratie vergen dan huidig perceelsbeleid, kan per saldo dus veel positiever uitvallen dan nu gedacht

Beleidskosten Reëel als de kosten en opzet van fourageergebied zelf als beleidskosten gezien worden, maar de opbrengst van positieve punten door dit scenario is er dan ook naar! Bij een langjarig beleid van scenario 1 valt er een verlaging te verwachten want alles ligt dan als kader vast en alleen de aanpassingen met populatie gegevens is dan aan de orde en makkelijk te doen door meer minder afschot buiten de gebieden toe te laten of in vertrekperiodes af te zien van afschot erbuiten. (NU GEEN noodzaak voor!)

Ziekteverspreiding Onnodig te stellen: meteen al goed effect door de fourageer/rustpunten. Op termijn komt er bij afnemende aantallen, die nog vollediger gebonden worden in fourageergebieden een nog veel betere score voor scenario 1.

Baten

Realisering internationale verplichtingen Duidelijk dat 1 de beste keus is! Provincie kan inhoudelijk naar rijk en de EU staten hardmaken wat hun aandeel is.

Beleving natuur & landschap Nog vergeten: ook de ringaflezers beleven aan fourageergebieden veel meer vreugde dan bij de andere scenario's, de wetenschap kan daar veel beter populatie gericht informatie opdoen en zo monitoren hoe de populaties reageren op de maatregelen en afschot erbuiten (en : Opvetting vaststellen in de terugkeermaanden en broed effecten ertegen stellen)

Beleving jagers Tsja! Dat mag volgens ons niets uitmaken: scenario 1 levert ook veel afschot activiteiten op buiten de fourageergebieden en wat ons betreft, is wegens bereiken minder opvetting de gehele dag mogelijkheid om dat te doen! Dan heet het afschieten van ganzen echter schade bestrijding en mag je ze niet lokken en roepen met fluitjes om zo aan tableau vorming doen, maar is dat nu zo doorslaggevend anders, als blijkt dat de PR van scenario 1 veel beter uitpakt voor iedereen die erbij betrokken is (Ook de jager zelf!)? Bovendien niet reëel want de brandgans wordt niet zomaar jachtwild dan moet eerst de gans van de bijlage en lijst van extra beschermde soort, dat is toekomstmuziek en beleving kan net zo bij plegen van afschot voor schade bestrijding zijn is onze mening. Weten alle betrokkenen wel het verschil jacht-schade bestrijding met afschot zoals bij winterganzen het geval is en de reëel kans dit in populatie beheer om te zetten in ons land, denken wij?

Recreatie en Toerisme Mag wel duidelijk zijn, dat scenario 1 voor burgers altijd meer te zien geeft, maar ook dat de boer en zijn sociale PR in zijn omgeving en tov de naburige TBO ermee beter gediend is dan met verplicht afschot, op bestelde, te doden aantallen ganzen alleen. De fourageergebieden leveren bijna altijd, voorspelbaar in de tijd van het jaar voor die soort, de gehele winter waar te

nemen ganzen van alle soorten. Dat kan bij overal plaatsvinden van afschot en schade bestrijding in de hele winter niet gezegd worden.

Ganzenvlees Ook hier wordt de opbrengst uit populatie beheer tov de opbrengst uit buiten de fourageergebieden constant mogen verjagen en afschieten van scenario 1 volgens ons schromelijk overdreven en voor ons gevoel onrealistisch hoog opgegeven. Ook bij schade bestrijding met afschot alleen zullen geschoten aantallen, zeker als de fourageergebieden gebieden straks relatief klein en korter durend zijn (gebaseerd op afgesproken aantallen!!), juist behoorlijk groot wezen! Het afzetten ervan, wegens "alibi" noodzakelijk afschot wegens schade, klinkt toch veel meer acceptabel voor de buitenstaander dan "oogst uit te grote populaties", zeker als de huidige gemiddelde burger die gedachtegang niet heeft, wat wel een feit mag worden geacht gezien de oppositie tegen massaal afschot en vergassen, denken wij!

Bovenstaande commentaar geven wij na onderling te hebben overlegd, in volledig respect voor de ander maar wel in het besef dat de puur op scenario gegeven waarderingen juist daardoor een onredelijke impact kunnen hebben op de waardering van het hele plaatje. Vandaar onze pogingen de scores met elkaar in verbinding gebracht qua logica van de onderwerp gebonden emotie opnieuw ter discussie als van toepassing bij een ander scenario te stellen. Wij zijn er door de assumptie dat jachtgerelateerde zaken tot uiting kunnen komen bij het afschot en schade bestrijden BUITEN de fourageer gebieden van onze keus scenario 1, nog meer van overtuigd dat scenario 1 voor alle stakeholders op alle gebieden daardoor de meeste winst met zich meebrengt.

Met vriendelijke groet,

Namens de NMV, 12 december 2016,
Peter van Kempen, Reduzum.
Fauna beheer adviseur.

Bijlage 5

Buij, R., Melman, T.C., Loonen, M.J. and Fox, A.D., 2017. Balancing ecosystem function, services and disservices resulting from expanding goose populations. *Ambio*, 46(2), pp.301-318.
<http://www.rug.nl/research/portal/files/41345464/2017AMBIO.pdf>

Balancing ecosystem function, services and disservices resulting from expanding goose populations

Ralph Buij, Theodorus C. P. Melman, Maarten J. J. E. Loonen,
Anthony D. Fox

Abstract As goose populations increase in abundance, their influence on ecological processes is increasing. We review the evidence for key ecological functions of wild goose populations in Eurasia and North America, including aquatic invertebrate and plant propagule transport, nutrient deposition in terrestrial and aquatic ecosystems, the influence of goose populations on vegetation biomass, carbon storage and methane emission, species diversity and disease transmission. To estimate the implications of their growing abundance for humans, we explore how these functions contribute to the provision of ecosystem services and disservices. We assess the weight, extent and trends among such impacts, as well as the balance of their value to society. We examine key unresolved issues to enable a more balanced assessment of the economic costs or benefits of migratory geese along their flyways, including the spatial and temporal variation in services and their contrasting value to different user groups. Many ecological functions of geese are concluded to provide neither services nor disservices and, ecosystem disservices currently appear to outweigh services, although this varies between regions. We consider an improved quantification of ecosystem services and disservices, and how these vary along population flyways with respect to variation in valuing certain cultural services, and under different management scenarios aimed at reducing their disservices, essential for a more balanced management of goose populations.

Keywords Ecosystem functions · Ecosystem services · Goose overabundance · Herbivores · Species interactions

INTRODUCTION

In recent decades, goose populations have dramatically increased in most, but not all, populations in the Western

Palaearctic (Fox et al. 2010) and Nearctic (U.S. Fish and Wildlife Service 2015), mostly facilitated by human-induced changes at the traditional wintering grounds. Demographic evidence suggests that geese benefit from the shift from traditional wetland and low intensity farmland habitats to intensive agriculture (van Herden et al. 1996; Abraham et al. 2005; Fox et al. 2005) and have escaped population limitation by hunting (Fox 2003). Both factors have also enabled the colonization of new habitats for reproduction which were not available earlier (Fenger et al. 2016); indeed several migratory goose species have become sedentary populations in former wintering areas (Feige et al. 2008). In general, expansions in breeding and wintering ranges have made geese more numerous in many areas, focussing attention on their impacts, most notably the loss of agricultural revenue and the threat to flight safety associated with their abundance. In contrast, assessments of the benefits people derive from geese, resulting from “ecosystem services”, have been limited (e.g. Green and Elmberg 2014) and are hardly ever balanced against the adverse impacts that geese are considered to have (their “disservices” to people).

In this review, we assess the ecosystem services and disservices provided by wild goose populations to human societies. The ecosystem services concept aims to draw attention to the benefits of nature to mankind and, on this basis, achieve a more sustainable use of natural resources and a more equitable distribution of these benefits (MEA 2005). Identifying, quantifying, valuing and monetizing of the ecosystem services are important mechanisms to provide a basis for more balanced decision-making concerning natural resources (Wallace 2007; TEEB 2010). The first step towards a comprehensive assessment of ecosystem services involves the unravelling of ecological complexity (structures and processes) into a more limited number of

ecosystem functions (De Groot et al. 2002). These functions, in turn, provide the services that are valued by humans. In our review, this distinction between benefits, ecosystem services and ecological functions is important, especially to prevent double counting (Wallace 2007; Boyd and Banzhaf 2007). The existing literature presents several definitions (e.g. De Groot et al. 2002; MEA 2005; Wallace 2007; Seppelt et al. 2011), but we follow Boyd and Banzhaf (2007) as closely as possible, using their definition that: “ecosystem services are components of nature, directly enjoyed, consumed, or used to yield human well-being”. They make a clear distinction between services and benefits, the latter of which they consider to be the effect of the services. In the same vein, if the benefits are adverse, they originate from ecosystem disservices. In their view, recreation is a benefit, originating from e.g. a configuration of plant species in a landscape which is the ecosystem service. We differ from previous assessments (e.g. Green and Elmberg 2014), which included a range of potential, *indirect* benefits to humankind (such as biodiversity regulation) as ecosystem services. We restrict services or disservices to those functions of geese that *directly* impact humans. In other words, ecosystem services are the ‘end-products’ consumed by human kind as benefits or disadvantages, whereas ecological functions are the underlying processes and intermediate products, that do not necessarily directly benefit or cause disadvantage to humankind (e.g. Boyd and Banzhaf 2007). As stated, this distinction is not always clear and remains the subject of discussion (Wallace 2007; Fisher et al. 2009; Seppelt et al. 2011).

For this reason, we structured this review using the following steps: (a) what are the main ecological functions in which geese play a vital role, i.e. how do goose populations influence their environment? (b) What are the consequences for the environment (effects, intermediate products)? (c) What are the ecosystem services or disservices following from these ecological functions, i.e. which aspects of the ecological functioning of geese are beneficial or detrimental, to humans? Although East Asian goose populations show less favourable conservation status (Jia et al. 2016), we know far less about their ecosystem function, services and disservices, which therefore will not be considered here.

We subsequently assess the weights and trends of the impacts of ecosystem services or disservices and review the balance of their perceived value to society. This can only partly be achieved through a financial assessment of these services. The sense and non-sense of the strict application of financial costs to the validation have been discussed in depth elsewhere (e.g. Farber et al. 2002; Howarth and Farber 2002). Since financial considerations play an important part in societal and political decisions, such a financial assessment may facilitate a more balanced

policy making by quantifying benefits and disadvantages. Monetary value is particularly easy to use to assess provisioning services and we review the economic impacts of such services and disservices where possible. For regulating and cultural services, monetizing is more complicated, since the market for these is not well developed (Farber et al. 2002; Sijtsma et al. 2013) and several regulating services in fact represent functions (e.g. pollination) or benefits (e.g. aesthetic values) (Boyd and Banzhaf 2007).

ECOLOGICAL FUNCTIONS OF GEESE

Carriers of other organisms or their propagules

Plant and animal dispersal

Bird-mediated passive transport of propagules of aquatic invertebrates and plants is likely a significant means of dispersal for many species, at least locally, especially involving aquatic birds (Figuerola and Green 2002; Green and Elmberg 2014). Such transport may be either by ectozoochory (by adhesion to the outside of animals) or endozoochory (through ingested propagules, requiring mechanisms to survive digestive processes in the alimentary canal of their dispersers; Figuerola and Green 2002). Compared to the rich and diverse literature on ducks as dispersal agents of plant and animal propagules, relatively few studies have addressed the importance of geese in this regard (Green and Elmberg 2014).

On the winter quarters, out of 24 shot brent *Branta bernicla* from a New Jersey saltmarsh, 18 carried seeds of five grass species and three forbs (plus two other unidentified graminoid seeds) on their feet or feathers, all but one of which had potentially adhesive structures to facilitate attachment (Vivian-Smith and Stiles 1994). A study of lower saltmarsh endozoochorous seed dispersal by brent geese showed seeds dispersed through the guts of geese were two orders of magnitude less likely to germinate compared to undigested seeds dispersed by the tide (Chang et al. 2005).

On breeding areas, small-scale propagule dispersal was common in barnacle goose *Branta leucopsis* faeces in Svalbard, mainly grasses and Cyperacean species, but also forbs (especially Arctic Bistort *Bistorta vivipara*) and berries (Bruun et al. 2008). Berries are a major feature of goose diets, especially during post-breeding and pre-migration fattening periods in the Arctic and sub-Arctic, and this may contribute to seed dispersal for such species (Kear 1966). Although most geese evacuate the contents of their intestines before or early into long-distance flight (Klein et al. 2008), and long-distance dispersal events are likely to be rare for this and other reasons (cf. Clausen et al. 2002),

experimental studies show retention of seeds and other propagules for longer periods, especially large plant seeds, potentially providing transport of alien and native plant seeds over distances in excess of 1000 km (García-Álvarez et al. 2015). In this way, geese may potentially have contributed to the dispersal of water plants, for example as claimed from temperate areas to Greenland (Bennike and Anderson 1998).

Geese may disperse noxious or toxic weeds that cause problems for agriculture, although a study of resident Canada geese *Branta canadensis* droppings in suburban and urban North Carolina, U.S., found them to be relatively poor vectors of viable seeds: only four plants (3.1%) germinated out of 127 droppings planted (Ayers et al. 2010). Nevertheless, geese retain the potential to disperse alien species (e.g. Best and Arcese 2009; Isaac-Renton et al. 2011; Green 2016).

As well as plant propagules, geese are likely important dispersers of invertebrates. For example, greylag geese *Anser anser* disperse bryozoans (Figuerola et al. 2004). Canada geese are thought to be major vectors of zooplankton in the arctic (Haileselasic et al. 2016), while Louette and De Meester (2004) propose geese as important vectors of zooplankton between Belgian ponds.

Spread of disease

Migratory geese cross national borders annually, exploiting a variety of sites where they stop for longer or shorter periods, in the process disseminating a range of pathogens harmful to humans and poultry, including avian influenza, Newcastle disease virus, avian pneumovirus, duck plague virus, and egg drop syndrome virus (Hubálek 2004; Dhama et al. 2008). Some of these, such as avian influenza, have led to major economic losses. Bar-headed *Anser indicus* and greater white-fronted geese *Anser albifrons* are considered the principal reservoir for most of the avian influenza subtypes (Alexander 2000), although the majority of these were low pathogenic forms (Dhama et al. 2008). However, geospatial analysis shows that the Asian distribution of highly pathogenic H5N1 influenza virus outbreaks in domestic poultry was associated with free grazing geese in the region (Gilbert et al. 2006). Migratory bar-headed geese were suggested to act as long-distance carriers of the H5N1 strain in Asia (Chen et al. 2005), based on the genetic relatedness of H5N1 virus isolated from geese in Tibet and Qinghai Lake in China (Prosser et al. 2011). Geese may also be carriers of other diseases that impact birds; for example, histopathological lesions consistent with proventricular dilation disease (PDD) caused by avian bornavirus that leads to high mortality in parrots have been identified in wild Canada geese (Daoust et al. 1991).

In addition to viruses, numerous studies over the past 15 years have shown that Canada goose faeces contain pathogenic protozoa and bacteria (Gorham and Lee 2015). Consequently, Canada geese may pose important health problems at lakes used by people. Canada geese were the dominant source of *Escherichia coli* (44.7–73.7% of the total sources) in four watersheds in the U.S. (Somarelli et al. 2007) and more than 95% of *E. coli* isolates from Canada geese were resistant to a range of antibiotics apart from bacitracin or ciprofloxacin (Fallacara et al. 2001; Cole et al. 2005; Middleton and Ambrose 2005). A single Canada goose can excrete up to 107 faecal coliforms daily, with 3.6×10^4 faecal coliforms per gram of faeces, although only 9% of those were enterotoxin-producing *E. coli* and no *Salmonella* spp. were detected (Hussong et al. 1979). Canada geese have also been linked to water contamination through dissemination of infectious *Cryptosporidium parvum* oocytes (Graczyk et al. 1997; Fallacara et al. 2004) or *Campylobacter* (Rutledge et al. 2013). *Campylobacter*s are among the most significant causes of human gastrointestinal infections worldwide, and the role that waterfowl have in the spread of disease is only now beginning to emerge. Colles et al. (2008) found that many wild geese carry *Campylobacter*, although the highly host-specific genotypes of *C. jejuni* isolated from geese indicate they are unlikely to be the source of human disease outbreaks. Barnacle geese are also a potential vector of toxoplasmosis into a high arctic ecosystem, where the common intermediate host is not present, but Arctic foxes *Alopex lagopus* have suffered infection (Prestrud et al. 2007).

Defecation

Soluble N as fertilizer and fodder

Geese can produce between 58 g day⁻¹ (barnacle goose) and 175 g day⁻¹ faecal material (Canada goose, c. 2–4% of their body mass; Kear 1963), depositing up to 0.3 droppings m⁻² day⁻¹ in heavily grazing areas (Groot Bruinderink 1989). In wet soils and those with low levels of mobilized soluble nitrogen (N), plant growth may be limited by N. The white deposits on goose faeces contain soluble N in the form of uric acid and ammonium ions, which may enhance plant growth under N limited conditions. This may particularly be the case in Arctic graminoid systems, where limited edaphic N, and short growing seasons constrain spring growth of grass and sedge species eaten by lesser snow geese *Chen caerulescens caerulescens* (Cargill and Jefferies 1984a, b; Bazely and Jefferies 1989; Ruess et al. 1989; Beaulieu et al. 1996). In sub-Arctic Alaskan spring barley *Hordeum vulgare* fields, goose faeces provided more N to the soil and subsequent crop than

was generally available, contributing N during the critical early growth phase (Cochran et al. 2000).

This may not be the case further south on staging and wintering areas of geese. Generally, the literature reports almost no winter fertilizing effects from droppings in stimulating grass and cereal growth (e.g. geese feeding on grass and winter cereals; Abdul Jalil and Patterson 1989; Groot Bruinderink 1989). In contrast to Arctic studies, goose faeces added to clipping experiments in north-western Europe showed very little fertilizing effect, presumably because such contributions of N ($1\text{--}2\text{ kg N ha}^{-1}$, e.g. Rutschke and Schiele 1978) were trivial compared to agricultural fertilizer applications in such situations ($100\text{--}200\text{ kg N ha}^{-1}$ for intensive cereal production, e.g. Jensen and Schjoerring 2011). However, van den Wyngaert et al. (2001) showed elevated releases of N and phosphorus (P) from above-ground plant material in grazed *versus* ungrazed semi-natural temperate grasslands. They interpreted this potential “fertilizing effect” to rapid leaching of soluble forms of both elements from goose faeces, although effects were short term, confined to the period when geese were physically present. Rye-grass N content in swards grazed by greater white-fronted geese in winter were significantly higher on grazed *versus* ungrazed sites; inorganic soil N followed a similar trend (Shimada and Mizota 2009). These authors concluded goose droppings contributed to elevated levels of inorganic soil N and contributed to grass regeneration.

Several authors have reported on the “fouling” effects of goose droppings, inhibiting vegetation use by other herbivores (e.g. Balkenhol et al. 1984), but hares were equally willing to visit fouled or dropping-free plots in salt-marshes (van der Wal et al. 1998). Because of the combination of highly selective foraging and low levels of digestion of their plant food compared to ruminants, goose droppings can be relatively nutritionally attractive to other herbivores. Hence, sheep and cattle have been observed in spring eating barnacle goose faeces on the Scottish islands of Coll and Guma (Ingram 1933), while Svalbard reindeer *Rangifer tarandus platyrhynchos* consume barnacle goose droppings because eating grass-rich goose faeces elevated their own food intake rates above normal grazing (van der Wal and Loonen 1998).

Contamination of freshwater and urban areas

Geese frequently forage extensively in highly fertilized agricultural habitats, but congregate to densely roost at night on lakes and wetlands, where their excreta represent an external nutrient source of N and P potentially equivalent to contributions from surface water flow (the largest single input source for most wetlands, Manny et al. 1994; Post et al. 1998; Dessborn et al. 2016). During stop-over or

wintering periods varying from 2 to 18 weeks, geese (greater white-fronted, bean *Anser fabalis*, Canada, lesser snow, greater snow *Chen caerulescens atlantica* and Ross’ geese *Chen rossii*) added 88–92% (Rönické et al. 2008), 75% (Post et al. 1998; Kitchell et al. 1999), 85–93% (Olson et al. 2005), and 70% (Manny et al. 1975, 1994) of the P input from all sources to lakes, wetlands and reservoirs in the U.S. and Germany. In addition, geese supplied between 27 and 44% of all N (Manny et al. 1975, 1994; Post et al. 1998; Kitchell et al. 1999; Olson et al. 2005). One modelling framework (taking into account goose foraging behaviour, energy requirements, metabolic constraints and nutrient concentrations in food) estimated a mean annual allochthonous nutrient contribution by herbivorous waterbirds to Dutch freshwater bodies of 382.8 ± 167.1 tonnes N year⁻¹ and 34.7 ± 2.3 tonnes P year⁻¹, which corresponded to annual surface-water loadings of 1.07 kg N ha^{-1} and 0.10 kg P ha^{-1} (46% of which by greater white-fronted and greylag geese; Hahn et al. 2008).

Such nutrient contributions by geese to aquatic systems may reduce water quality (e.g. Manny et al. 1994; Olson et al. 2005; but see Pettigrew et al. 1997) through adverse increases in phytoplankton, including nitrogen-fixing cyanobacteria and algae (Kadlec 1979; Kitchell et al. 1999; Nürnberg and LaZerte 2016) and create conditions suitable for avian cholera and type C botulism outbreaks (Enright 1971; Wobeser 1981). However, N and P contributions to ultra-oligotrophic shallow tundra ponds from barnacle and pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* had little impact on phytoplankton biomass on Svalbard because high biomass of the efficient zooplankton grazer *Daphnia* in the absence of fish and invertebrate predators limited algal growth (van Geest et al. 2007).

In addition to contamination of water sources (e.g. Rutledge et al. 2013), urban contamination by growing urban geese populations is increasing, notably not only in city parks but also elsewhere, enhancing the risk of infections by elevated proximity of geese to humans and livelihoods (Beston et al. 2014; van der Jeugd and Kwak 2017).

Above-ground grazing and grubbing for subterranean roots and rhizomes

Most monocotyledonous plants show compensatory regrowth to defoliation after biomass removal by grazers, to a greater or lesser extent where nutrients are not limiting (McNaughton et al. 1983; Ferraro and Oesterheld 2002). McNaughton’s (1979) grazing optimization hypothesis predicts that plant production is stimulated at intermediate levels of grazing, whereby goose grazing enhances net primary production and may elevate protein content (Prins et al. 1980; Ydenberg and Prins 1981), confirmed by

manipulative studies at the plot (Cargill and Jefferies 1984b) or plant level (Hik et al. 1991; Fox et al. 1998; Fox and Kahler 2003). Captive barnacle geese grazing on red fescue *Festuca rubra* swards in the Dutch Wadden Sea increased axillary tiller production at grazing levels similar to natural situations (van der Graaf et al. 2005). These findings suggest that grazing geese may at least modestly increase the carrying capacity of monocotyledonous swards, although other studies have failed to find such compensatory growth (e.g. wintering barnacle geese grazing rye-grass-dominated pastures in Scotland; Cope et al. 2003). Such results contrast those of studies where geese consumed plant storage organs, which almost inevitably reduces primary production (e.g. Bélanger and Bédard 1994; Amat 1995).

The longer term effects of grazing may be adverse especially under increasingly intensified grazing by growing goose populations in sensitive Arctic systems. Nutrient levels and a short growing season constrain primary production in Arctic regions, where goose grazing may reduce production of graminoids in comparison to areas where geese were excluded (Gauthier et al. 2004). In Arctic coastal salt marshes, moderate goose grazing on *Puccinellia phryganodes* enhances plant production, but intensified grazing in combination with grubbing for sub-surface rhizomes beyond a certain threshold can destroy plant cover, leading to soil erosion and inhibiting plant revegetation over extended periods due to elevated soil surface salinity (Jefferies 1988). Along Hudson Bay coasts, Canada, this process has spread inland to cause further loss of plant cover over large expanses of the Hudson Bay lowlands (Jacobelli and Jefferies 1991; Jano et al. 1998), loss of soil N retention (Buckeridge and Jefferies 2007) and ultimately a runaway trophic cascade analogous to desertification (Williams et al. 1993; Srivastava and Jefferies 1996). In the face of equally rapid increases in goose densities, Arctic freshwater wet meadows show less corresponding declines in plant productivity, although in such systems, grazing may favour mosses over graminoids because of their enhanced ability to access N released from goose faeces near the soil surface (Gauthier et al. 2006). However, in Svalbard, wet habitats appear highly susceptible to vegetation loss, substrate disruption and soil loss as a result of goose grubbing there (Speed et al. 2009); an effect which is increasing with population increase and expansion on the summering areas (Pedersen et al. 2013).

Crop loss

Many goose species have shifted from traditional sources of food in natural ecosystems to forage in similar ways in agricultural landscapes, where dense sown single-species crops (such as rotational grassland, early-growth cereals

and root crops) and spilled grain offer vastly elevated energetic and nutritional intake rates of food of higher quality compared to that available from natural or semi-natural vegetation types (Fox et al. 2016). The movement from natural ecosystems to farmland habitats has been widespread (Abraham et al. 2005; Fox et al. 2005), suggesting that temperate agriculture has been highly effective at extending the effective carrying capacity of wintering goose numbers (van Eerden et al. 1996). Indeed, changes in feeding habits have potentially supported the growth of populations (Fox et al. 2005). Damage and yield loss to valuable crops by rapid increases in abundance of migratory geese populations have created increasing conflicts over greater geographical areas than ever before (Fox et al. 2016). Studies show that it is difficult and expensive to assess the precise impacts of goose foraging on yield loss (for the purposes of structuring financial compensation), because of other sources of variation (e.g. timing of grazing or timing of harvest). Although at the country level, yield losses are often trivial, individual farmers in areas of greatest goose concentrations suffer disproportionately, necessitating improved solutions to conflict as highlighted elsewhere in this volume. In 2009, some US\$21 million were paid in different agricultural subsidies via the national scheme to accommodate geese on farms in Scotland alone, ignoring losses to farmers forgone outside of these schemes (Bainbridge 2017). With increasing numbers and range, such expenditure continues to rise. For example, goose damage and compensation scheme payments in the Netherlands amounted to US\$6.4 million in 2000 but had risen to 15.9 million in 2007 and continue to increase to the present (Koffijberg et al. 2017). These increases in costs were due to an increase in goose numbers, in addition to a rise in crop prices, and implementation of new policies (Melman et al. 2009).

CO₂ and CH₄ emissions

Through their grubbing and grazing, geese can stimulate greenhouse gas emissions such as CO₂ and CH₄, especially where geese occur at high densities in temperate and Arctic habitats. About 30% of the annual global emissions of CH₄—a potent greenhouse gas 28 times more effective at absorbing infrared radiation than CO₂ (Myhre et al. 2013)—to the atmosphere come from natural wetlands. Intact helophytes conduct CH₄ produced by methanogenic microbes under anoxic conditions in the soil to the atmosphere by active transport or diffusion (Laanbroek 2010). After having been grazed by greylag geese, emergent *Phragmites australis* shoots emit CH₄ into the atmosphere much more rapidly relative to the slow diffusion through the stem base in intact plants, with up to five times more

CH₄ released from grazed compared to ungrazed vegetation (Dingemans et al. 2011).

Arctic-breeding geese can reduce both carbon (C) stocks and C sinks in wet tundra through belowground herbivory, which reduces moss and vascular plant photosynthetic tissue (van der Wal et al. 2007). Such grubbing opens up the vegetation mat, exposing the active organic layer to erosion by fluvial outwash, flooding and wind and loss of stored C. As wet tundra provides the strongest C sink function (Sjögersten et al. 2006), the negative impact of geese on the ability of Arctic tundra to sequester C is likely to be disproportional to their overall occurrence. High grazing levels also reduced vascular biomass and litter C pools at two high Arctic habitats, mesic heath and wet meadow and increased decomposition rates at the mesic site, while intermediate grazing increased C storage (Sjögersten et al. 2012). In contrast to Arctic breeding sites, it remains uncertain whether increased populations of Western Palearctic geese reduce the CO₂ uptake and thus carbon sink strength of the temperate grasslands from their winter habitat, although goose grazing may substantially impact the CO₂ fluxes of temperate grasslands (Fivez et al. 2014).

Impact on other species

Geese can influence (beneficially or detrimentally) the abundance and diversity of a range of species through their grazing, grubbing and trampling. Persistent goose grazing maintains extremely short uniform grass swards compared to grazing by stock or mammal grazers, which has substantial effects on physiography, structure and physical features of the sward for other organisms present. Socially foraging brent geese rapidly deplete preferred *Festuca* and *Puccinellia* salt-marsh sites in spring and can evict mammalian herbivores such as brown hares *Lepus europaeus* to alternative, less favourable foraging sites (van der Wal et al. 1998; Stahl et al. 2006). The recovery of the population of Aleutian cackling geese *Branta hutchinsii leucopareia* is thought to have led to soil erosion and burrow collapse in a seabird colony in California, where the geese stage in spring (Mini et al. 2013). Grazing by resident Canada geese in tidal freshwater and saltmarshes in the U.S. and Canada affected the food supply, breeding and wintering habitat of a variety of invertebrate and bird species (Haramis and Kearns 2007; Dawe et al. 2011; Nichols 2014). Habitat destruction in the La Pérouse Bay ecosystem by lesser snow geese reduced the local abundance of passerine species such as savannah sparrows *Passerculus sandwichensis* and of shorebirds such as semipalmated sandpipers *Calidris pusilla* (Abraham and Jefferies 1997; Hitchcock and Gratto-Trevor 1997;

Rockwell et al. 2003), up to 10 km from the nearest goose colony (Hines et al. 2010). Conversely, moulting greylag geese affected the structure of permanently inundated reed *P. australis* stands (Loonen et al. 1991), favouring the development of feeding habitat for bearded reedling *Panurus biarmicus* and other marshland birds (Beemster et al. 2010). Goose grazing is likely to alter the suitability of nesting habitat for wader populations (Smart et al. 2006), although comparative assessments of breeding wader densities on fields grazed or not grazed by geese may be confounded by other factors (Vickery et al. 1997). Breeding wader populations in the Netherlands showed more positive trends in sites with higher densities of wintering geese than at sites with lower goose densities (Kleijn et al. 2009).

Apart from specific biotic effects, such as loss of cover and food for herbivorous vertebrates and invertebrates, goose grazing changes the physical environment, reducing variance in humidity and temperature and affecting associated biodiversity (e.g. Ford et al. 2013). Reductions in flowering propensity and loss of flowering species impact invertebrate flower visitors and species dependent on pollen/nectar (Meyer et al. 1995), while reductions in plant architecture and structural diversity reduce species richness, abundance and diversity (Sherfy and Kirkpatrick 2003). Geese foraging in wetlands can strongly reduce riparian vegetation diversity over a range of environmental conditions (Sameel et al. 2014). In temperate brackish marshes, greater snow geese heavily grub the rhizomes of *Scirpus pungens* which alters plant species composition, and influences marsh dynamics by enlarging ice-made depressions which are colonized by other species (Gauthier et al. 2006). On islands without Arctic foxes, Aleutian cackling geese have fundamental effects on the terrestrial plant community and structure and ecosystem dynamics (Maron et al. 2006). A study on offshore islands in Canada showed an invasive alien goose species (a large-bodied subspecies of Canada goose native to the central prairies of North America) fed selectively on exotic introduced grasses and avoided native forbs (Best and Arcese 2009; Isaac-Renton et al. 2011), facilitating both the local increase and the spatial spread of exotic grasses. In the extreme, trophic cascades initiated by goose grazing (described above) from La Pérouse Bay have denuded previously vegetated areas and exposed saline organic-rich substrates and reduced invertebrate communities, particularly midge, spider and beetle communities (Milakovic et al. 2001; Milakovic and Jefferies 2003). In contrast, Bruun et al. (2008) showed that endozoochorous goose propagule dispersal in the Arctic can potentially generate and maintain local plant species richness, as well as enabling long-distance dispersal and range shifts in response to climate change.

Conversion of plant biomass to live tissue

Through their growth and reproduction, wild geese convert plant material into meat, thus providing an importance source of fat, protein and other consumptive products for humans and other organisms. Wild geese are important food for Inuit people in northern Canada and throughout the polar region (Lévesque and Collins 1999; Krcmar et al. 2010) as well as to hunters and consumers of wild goose meat at more southerly latitudes. The eggs of geese may still be an important source of protein to indigenous peoples (MacMillan and Leader-Williams 2008), while goose down and feathers were formerly used for decoration of bows and arrows (Ashwell 1978), bedding, and insulation (although farmed geese have largely taken over this supply, MacMillan and Leader-Williams 2008). Greenland Inuit use goose bones to make small sewing needles (Damas 1984). In addition to providing resources to people, geese are a major food source for eagles (McWilliams et al. 1994), Arctic foxes (Bantle and Alisauskas 1998), polar bears *Ursus maritimus* (Gormezano and Rockwell 2013; Prop et al. 2015), and wolves *Canis lupus* (Wiebe et al. 2009). Breeding colonies of geese may help sustain predator communities even in their absence, such as Arctic foxes surviving on cached eggs of Ross's and lesser snow goose during winter (Samelius et al. 2007). Geese can also influence the local abundance of other vertebrates in other ways: nesting geese often vigorously defend their nest and its immediate surroundings against potential predators, thus providing refuges for other taxa in the vicinity (e.g. Giroux 1981; Allard and Gilchrist 2002).

ECOSYSTEM SERVICES AND DISSERVICES BY WILD GEESE POPULATIONS

In the face of growing goose populations, it is important to understand how the ecological functions of geese populations result in ecosystem services. We therefore focus on the benefits and disadvantages originating from the ecological functions, i.e. those aspects of ecological functioning of geese beneficial or detrimental, respectively, to humans. In reviewing the ecosystem services by geese we follow the United Nations Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005), by classifying them according to their type as provisioning, cultural, regulating, and supporting services. While reviewing the ecosystem services of a group of species, it is important to use a clear definition. The essential basis for all types of ecosystem services is the relationship with man (beneficial or detrimental). The absence of such a relationship infers a process and not an ecosystem service or disservice (Goulder and Kennedy 2011; Tallis and Polasky 2011; Boyd and Banzhaf 2007).

For ecologists familiar with the fundamental meaning of ecological processes, it is tempting to interpret ecological functions as ecosystem services, e.g. including effects on other taxa (cf. Green and Elmberg 2014). Here we limit ourselves to recognized ecosystem services that directly impact humans, aware that, with increasing knowledge, some ecological processes might be eventually become acknowledged as ecosystem services.

Provisioning services

Provisioning services refer to the production of vegetable and animal foods by relatively "natural" ecosystems (MEA 2005), as well as of production systems in which man plays a role, such as intensive farming systems. These services include the consumptive use of geese, for products such as meat, eggs, down, and feathers. For example, the annual economic value of the waterfowl subsistence harvest to several thousand Inuit varied between US\$66 000 and US\$150 000 in 1988–1997 (Krcmar et al. 2010). Canada geese killed during the Native Harvest in the Hudson Bay Lowland of Ontario contributed 120 000 kg and lesser snow geese 88 000 kg of edible biomass per annum (Berkes et al. 1994), equivalent to US\$6–US\$8.5 per kg of edible poultry meat in settlements in 1990.

There is also a disservice in this category. The main provisioning disservice of geese is crop yield loss as a result of their foraging on agricultural fields, which much exceeds the monetary value of the provisioning services. Such yield losses have strongly increased and continue to rise in Europe (MacMillan et al. 2004; Bjerke et al. 2014; Bainbridge 2017; Kofijberg et al. 2017) and in North America (e.g. Radtke and Dieter 2011). In the Netherlands, the damage to food production is estimated at US\$10.6–21.2 million per annum (Melman et al. 2011; Guldmond and Melman 2016).

Cultural services

Cultural services are the "nonmaterial benefits people obtain from ecosystems through spiritual enrichment, cognitive development, reflection, recreation, and aesthetic experiences" (MEA 2005), which for geese may relate to recreational hunting, birdwatching and ecotourism, but also science and education. Recreational goose hunting differs from subsistence hunting because of the emphasis on enjoyment of the activity by hunters, rather than on the product obtained (which falls under provisional services). Recreational goose hunting makes an important contribution to local, state and national economies in the U.S., where the Fish and Wildlife Service maintains millions of square kilometres as National Wildlife Refuges open to public hunting. In 2006, waterfowl hunters represented

10% of all hunters in the U.S., 7% of all hunting-related expenditure, and 6% of all hunting equipment expenditure (Carver 2008). It is estimated that 1.3 million waterfowl hunters (including 700 000 goose hunters) spent an estimated US\$900 million on waterfowl hunting trips (including food, lodging, transport, equipment) in the U.S. in 2006 (Carver 2008). Waterfowl hunting expenditures in 2006 created 27 618 jobs and US\$884 million in employment income, strongly boosting local economies. Revenue from waterfowl hunting (although it is unclear what proportion were goose or duck hunters) totalled c. US\$87 million (in 2009) for the 2005–2006 hunting season in the state of Mississippi alone, supporting 512 full- and part-time jobs in six counties (Grado et al. 2011). Waterfowl hunting is also important pastime in the E.U., where 7 million hunters shoot at least 7.6 million waterfowl annually (Moosj 2005; Hirschfeld and Heyd 2005). Visitor expenditure by goose hunters in Scotland in 1997–1998 was estimated to be 40% more than the considerable number of birdwatchers watching geese (MacMillan and Leader-Williams 2008).

People may also positively value wild goose populations for birdwatching or simply from the pleasure of knowing they exist (e.g. MacMillan et al. 2004). In general, birding is the fastest-growing outdoor recreational activity in U.S. and the most promising branch of ecotourism in terms of economic impacts, with a high potential to contribute to local communities (Şekericioğlu 2003). Although little quantified, specific non-consumptive interest in geese is increasing the U.S. and Canada and 2–3 day goose festivals geared specifically for greater snow or brent geese attract thousands of visitors, bringing substantial local economic benefit (Hvenegaard and Manaloor 2006; SGSBC 2009; Hvenegaard 2011). The annual revenue from birdwatching and eco-tourism in the four main spring staging areas of greater snow geese in Québec was estimated at c. US\$14 million (Bélanger and Lefebvre 2006). Snow goose festival visitors spent an estimated US\$73 000 in one local area of western Canada in April 2000 (Hvenegaard and Manaloor 2006), whilst brent festival visitors spent c. US\$398 000 in another area in April 2003 (Hvenegaard 2011). Goose-related tourism has been similarly shown to contribute importantly to the local economy in the E.U. (Edgell and Williams 1992).

Both birdwatching and hunting provides an emotional benefit which, by definition, exceeds the money that is invested. To comprehensively assess the benefits of conserving wild geese to society their non-market benefits therefore also need to be estimated, even if they are difficult to quantify in financial terms. A Scottish survey showed that “willingness to pay” for goose conservation on the Scottish island of Islay outweighed costs of damages to agriculture by a factor of 113–700, depending on

different population trajectory scenarios for endangered or non-endangered goose species (MacMillan et al. 2004). Farmers will only participate in goose conservation if they receive adequate compensation for losses that accrue to them, necessitating government compensation schemes. Total costs to tax-payers from implementing such a scheme (estimated at c. US\$1.2 million/annum in 2008) was entirely justified because the benefits of goose conservation greatly exceeded the costs and were dispersed amongst the general population (MacMillan and Leader-Williams 2008).

Because air travel supports cultural activities such as recreation, we include the collision risks to aviation posed by geese under cultural disservices (see Bradbeer et al. 2017). The most prominent negative impact is the loss of human life resulting from an airplane crash after it collided with geese. Other costs involved include among others those to manage goose numbers around runways (habitat management, goose repellents), goose relocation or culling operations, and airplane damage repair costs. Wildlife strikes costs the U.S. civil aviation industry approximately US\$500 million annually in the U.S. (Cleary et al. 2004), and ducks and geese together account for 7% of the strikes but are responsible for 30% of the strikes that cause damage to the aircraft (Federal Aviation Administration 2016).

Regulating services

Regulating services are the services that ecosystems provide by acting as regulators, e.g. regulating the quality of air, water, soil and climate or by providing food and disease control. In terms of disease regulation and surveillance, geese provide both ecosystem disservices and services. As hosts and vectors for a wide range of pathogens, including those transmitted to poultry or humans (Hubálek 2004; Olsen et al. 2006), geese provide an ideal basis for disease surveillance. In particular, certain subtypes of influenza A viruses have been detected in white-fronted, barnacle, greylag, brent, bean, and pink-footed geese, making them useful study species for monitoring temporal variation in avian influenza prevalence in order to predict and prevent economic losses to the poultry industry and also epidemics or pandemics in humans (e.g. Hoyer et al. 2010).

Among the regulating disservices associated with increasing goose abundance are urban pollution, eutrophication of freshwater sources, methane efflux, loss of plant cover, soil erosion, and loss of carbon storage. Their impacts on the economy are hard to quantify; however, the relative impact of these regulatory disservices is rather limited compared to other factors that cause climate change, soil erosion or pollution. For example, the

contribution to climate change from loss of C storage following grubbing by Arctic geese is likely to be very limited compared to impacts of thawing permafrost or wildfires (e.g. Schuur et al. 2008; Mack et al. 2011), while methane efflux following grazing of wetlands is probably negligible compared to the impact of anthropogenic non-CO₂ greenhouse gas emission (e.g. Montzka et al. 2011). Although locally, urban and water pollution by geese may cause significant human discomfort, globally it constitutes merely a fraction of the pollution with sediment, nutrients, bacteria, oil, metals, chemicals, road salt, pet droppings and litter from the numerous contaminant emitting sources in urban areas.

Supporting services

This category includes services that are “necessary for the production of all other ecosystem services” (MEA 2005). Ecological functions of geese discussed above, such as plant or animal dispersal, nutrient cycling, influencing primary production and species diversity, are frequently classified as supporting services (or disservices in the case of their adverse effects). Most refer to ecological processes which do not directly impact humans and do not therefore constitute ecosystem services. Long-distance goose dispersal of seeds may influence plant communities at large spatial scales, but do not involve species providing valuable fruits or timber directly to human societies, so under these circumstances fail to meet service/disservice criteria. However, by enabling plant and animal communities to shift their distributions to adapt, for instance to climate change, these functions are likely to support the development of healthy and adaptive aquatic systems in the future, which in themselves may increase C sequestration by maintaining communities adapted to local climate. In contrast, there are very few indications that nutrient cycling by geese influences crop production.

BALANCING SERVICES AND DISSERVICES

The recent expansion of goose populations has generated much debate, emphasizing ecosystem disservices caused by geese, most importantly their influence on aviation safety and economic loss in agricultural sector. A more balanced assessment of ecosystem services and disservices, their weight and trend of impact and societal validation is essential to better inform decision-making with regard to population management. When balancing ecosystem services and disservices, the strict categorization based on the typology of the Millennium Ecosystem Assessment is not entirely satisfactory. For example, supporting services constitute a confusing category because they provide the

conditions under which the other services can be achieved, rather than representing services on their own. Because one of the main aims of the ecosystem services concept is to monetize the benefits and disadvantages (Sukhdev 2008), the overlap in services classification complicates any overall valuation of such services and disservices. Some services differ according to perception between societal groups; e.g. goose hunting simultaneously generates both large economic benefits and strong dissatisfaction to other user groups (notably birdwatchers), for which account need to be taken when estimating the relative societal costs/benefits (Table 1). In general, ecosystem services operate at a range of spatial scales, but production per capita is greater at temperate latitudes for most services (Table 1). Also the societal or economic validation, whether positive or negative, is strongest for those services produced mainly at more southerly latitudes. However, because the rate of goose population increase is greater at higher latitudes (Ramo et al. 2015), those services with greater per capita production rates at northern latitudes, such as loss of carbon storage and production of consumer products (meat, down, feathers), are amplified at such latitudes.

DISCUSSION

At present, the adverse effects of the strong growth in goose populations on human well-being (ecosystem disservices) appear to be outweighing ecosystem services provided by geese. However, despite the increasing interest in the use of the concept in science and policy-making, many ecosystem services remain difficult to quantify, to evaluate and to monetize, which complicates weighing the costs and benefits of disservices and services (Green and Elmberg 2014), especially when estimating the cultural (information, enjoyment, emotional) value of geese. Several factors contribute to the complexity of assessment. First, it is tempting to interpret ecological functions as ecosystem services based on knowledge of the importance of those functions for ecological systems, but many functions may not constitute services consumed by human society (Tallis and Polasky 2011). Many ecological functions described here might be essential to the ultimate provision of ecosystem services, but valuing these functions as services would lead to double-counting (cf. Boyd and Banzhaf 2007; Fu et al. 2011). The use of different evaluation methods also confounds objective assessment of ecosystem services and disservices, not least because of their values to different sectors of society (e.g. Goulder and Kennedy 2011). Assessments can vary from being descriptive and subjective to being defined in clear economic costs. In this review, a multitude of studies, ranging from ecological descriptions to precise societal impact

Table 1 Overview of ecosystem functions and services or disservices provided by wild goose populations. Latitudinal impact per capita indicates whether the contribution per goose to the service or disservice is greater in Arctic/northern latitudes (N) or temperate/southern latitudes (S); societal or economic valuation refers to the societal or monetary value assigned to the service or disservice by society as a whole (qualified as follows: --- negative to very negative impact; -/+ positive to moderately positive); and the spatial extent of the impact refers to impacts at local, regional or global spatial scales. Type of service refers to *P* provision, *R* regulating, *S* supporting and *C* cultural services or disservices

Ecosystem function	Associated ecosystem service (+) or disservice (-)	Benefit or disadvantage	Type of service	Main latitudinal impact per capita	Societal or economic valuation	Spatial extent of impact
Defaecation	Soluble N as fertilizer in cultivated areas	Increased crop growth (sub-Arctic spring barley)	R	N	Negligible	Local
	Soluble N as contaminant of drinking water	Diminished quality of potential drinking water	R	S	—	Local/regional
	Additional nutrients for livestock	Increased livestock fodder	R	N/S	Negligible	Local
	Contamination of urban areas	Human discomfort	R	S	—	Regional/local
Grazing and grubbing	Removal of plant biomass	Crop loss	P	S	---	Regional
	Habitat modification	Maintenance or reduction of species diversity ^a	R	N/S	—	Local/regional
	Destruction of plant cover, soil erosion inhibiting plant revegetation	Soil erosion	T or S	N(S)	—	Local
	CH ₄ emission	Climate change	R	N/S	—	Global
Conversion of plant biomass to live tissue (reproduction, growth)	Loss of stored C (wet tundra)	Climate change	R	N/S	—	Global
	Production of meat, feathers, other raw materials	Food	P	N/S	+	Local
		Sleep comfort (pillows)	C			
	Presence of geese (including ecological performance)	Joy for birders	C	S	++	Regional
		Revenues for recreational entrepreneurs	C	S	++	Local
		Consumptive use of geese for hunting	C or P	N/S	++	Regional
		Development of scientific theory, output and education	C	S	+	Regional
		Risk of collisions with airplanes	C	S	---	Regional/global
		Human casualties	C	S	---	Regional/global
		Damage prevention costs	C	S	---	Regional/global
		Aircraft damage				
Carrier of other organisms or their propagules	Spread of disease to humans and poultry	Increased incidence of human and livestock disease and death	C	S	—	Global
	Indicator of spread of pathogens harmful to humans and poultry	Improved disease surveillance	C	S	+	Regional/local
	Deposited seeds, forbs, berries of:	Maintenance of plant species diversity ^a	R	S	Negligible	Regional/global
	useful plant species harmful or noxious plants	Decrease of agricultural productivity	P	S	Negligible	Regional/global

^a Whilst these categories represent no clear direct benefit or disadvantage to humankind and are therefore not considered as resulting from a service or disservice here, maintenance of biological diversity does clearly benefit humankind ecologically and financially at some level

studies of geese were considered, based on very different methods. These differences hamper a consistent, unequivocal comparison and quantification of the services provided by geese. Overall, the most important ecosystem services contributed by wild goose populations are their provisional services (meat, down, and feathers) and their cultural (information) value, for birdwatching and hunting. Such cultural services can be highly valued by recreational waterfowl hunters and birdwatchers (MacMillan and Leader-Williams 2008), and may also contribute to investments in equipment, hotels and the food service industry.

Some user groups prioritize certain ecosystem services over others, leading to conflict, for example, when the cultural appreciation of ecosystem services and disservices differs between user groups. Examples are landowners with property damage from geese versus the general public enjoying their presence (Coluccy et al. 2001), and conflicts between hunters and birders over the pleasure of geese from hunting or from birdwatching (Adams et al. 1997). Goose shooting (also for damage control) is disapproved of by a majority of people in some E.U. countries with important goose populations (e.g. Jacobs 2007; MacMillan and Leader-Williams 2008). However, hunting and birdwatching may be combined by allowing hunting only on specific days through the winter, or by providing refuges from hunting within a wetland complex, that are also the sites for birdwatchers. Even in case of such spatial or temporal segregation, behavioural changes in geese such as increasing goose weariness of humans due to hunting (Gerdes and Reepmayer 1983; Madsen 1985) may affect the joy from birdwatching. Hunting may have other adverse side-effect, such as the risk of lead poisoning through the ingestion of lead ammunition (Mateo 2009). Choices then need to be made and will differ between localities, preferably based on monetization of the different services; as we have seen, goose shooting may generate more short-term revenue for local economies than birdwatching (MacMillan and Leader-Williams 2008), whereas birdwatching tourism has a greater potential to improve the long-term financial and environmental well-being of local communities (Şekerciöğlu 2002, 2003). Both services might be sustained by restricting hunting in space, time or numbers, resulting in sustainable exploitation of a population which can still be observed and enjoyed. Although in many cases, combining consumptive and non-consumptive uses of geese in the same area may appear neither possible nor desirable, addressing the apparently conflicting issues at appropriate spatial or temporal scales can provide innovative solutions. Seen in this light, the concept of ecosystem services may be able to deliver results which can directly support the development of policy. However, choices based on monetization will not be possible in many

situations; for example, monetization is very hard to accomplish especially for cultural services which have no real market. In such instances, identification and quantification of ecosystem services can help decision making, but monetization does not deliver a perfect mechanism.

Ecosystem services/disservices differ along migratory goose flyways, such that ecosystem services/disservices and impacts on well-being are subject to spatial and temporal variation. This may be the result of fluctuations in seasonal abundance, climate change or other anthropogenic influences, such as changes in food availability, or a combination of these. Presently there is a disproportionate burden of disservices associated with intensive agriculture on countries or regions within the major wintering and spring staging areas. These include countries in North-west Europe, where nutrient-rich, 'industrial' grasslands provide ideal wintering or stopover grounds for Arctic goose populations (Fox et al. 2005; Van der Graaf et al. 2007). Rapid changes in the phenology and abundance of geese at staging and wintering areas result in shifts in patterns of services and disservices. Increasing use of urban areas in parts of Europe and U.S. (e.g. Beston et al. 2014) has rapidly increased disservices due to the pollution of urban parks and water sources with faeces and associated risks of zoonotic disease (Rutledge et al. 2013). Temporal and spatial shifts in wintering and staging areas can be related to rapid adaptation of geese to changes in human hunting pressure and disturbance (Bechet et al. 2004; Klaassen et al. 2006), climate change (Lehikoinen and Jaatinen 2012; Ramo et al. 2015), natural predation pressure (Jonker et al. 2010), habitat alteration (e.g. Prop et al. 1998; Clausen and Madsen 2016), or food availability and exploitation (Arzel et al. 2006). Increased hunting (including derogation shooting or culling to prevent crop loss) has contributed to spatial shifts in services and disservices when geese start to use new, safer areas, but where they become increasingly shy, at the level of local farms, regions to countries. Apart from a spatial redistribution of the service/disservice, hunting can relocate geese to new, previously unoccupied areas, resulting in greater risk to aviation (Sodhi 2002), loss of birdwatching opportunities (Dahlgren and Korschgen 1992), and paradoxically, increasing total crop damage and conflict with agricultural interests (Bélanger and Bédard 1990; Riddington et al. 1996). This illustrates that human efforts to locally reduce ecosystem disservices provided by geese can have adverse side-effects by (1) increasing associated disservices, (2) increasing other disservices, or (3) reducing ecosystem services in the same or other areas. Such problems can probably only be overcome by coordinated management of flyway sub-populations at local and international scales, involving effective representation of all key stakeholder groups within a flyway.

CONCLUSIONS

Many of the ecological functions of geese do not provide services or disservices, because they do not directly benefit or disadvantage humankind. The concept of ecosystem services/disservices is helpful to derive a more balanced overview of those functions of geese that are of value or harmful to humankind. Adverse effects of geese on agricultural crop production, tundra vegetation and aviation have raised concerns about further increases in goose numbers, strengthening in the call for flyway-scale management plans that include culling. For societal decisions, it would be helpful to monetize all ecosystem services provided by geese, but it is acknowledged that not all services can be monetized, especially non-market services such as aesthetic or informational value (Sijtsma et al. 2013). Moreover, the categorization into services and disservices depends upon the societal group concerned. The translation of ecosystem disservices of geese into management plans would also benefit from a stratified structure to deal with migratory behaviour. Many of the disservices are local problems or differ in intensity seasonally as long as the geese migrate away from the area, especially towards a sparsely human-populated Arctic. However, the level of disservice increases when geese become resident during summer or form denser flocks in the intensively used agricultural landscapes of temperate areas (Meire and Kuijken 1991; Van der Jeugd et al. 2009). It is important to understand that geese have adopted these new strategies and patterns as a consequence of human-induced changes in the landscape, crop quality and conservation (Owen et al. 1987; Van Eerden et al. 1996). In other words, humankind has triggered many of the increases in ecosystem disservices caused by geese, whereas efforts to reduce costs by other means than population control through harvest have been limited to date. These include, for example, creating refuges and scaring geese into the refuges, which has not been adequately implemented in some countries with high conflict (e.g. Koffijberg et al. 2017), although they provide a potentially cost-effective alternative to present compensation schemes especially when combined with habitat management (such as reducing goose access to crop leftovers elsewhere; Jensen et al. 2008). We consider that an improved quantification of ecosystem services and disservices along flyways is essential to provide a more balanced assessment of the costs and benefits of migratory geese, and how these vary along population flyways with respect to variation in valuing certain cultural services, and under different management scenarios aimed at reducing their disservices.

Acknowledgements We thank Preben Clausen and an anonymous reviewer for their comments that much improved an earlier version of this manuscript.

Open Access This article is distributed under the terms of the Creative Commons Attribution 4.0 International License (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons license, and indicate if changes were made.

REFERENCES

- Abdul Jalil, S., and I.J. Patterson. 1989. Effect of simulated goose grazing on yield of autumn-sown barley in north-east Scotland. *Journal of Applied Ecology* 26: 897–912.
- Abraham, K.F., and R.L. Jefferies. 1997. High goose populations: Causes, impacts and implications. In *Arctic ecosystems in peril: Report of the Arctic Goose Habitat Working Group of the Arctic Goose Joint Venture*, ed. B.J.D. Batt, 7–72. Washington, DC: U.S. Fish and Wildlife Service and Canadian Wildlife Service.
- Abraham, K.F., R.L. Jefferies, and R.T. Alisauskas. 2005. The dynamics of landscape change and snow geese in mid-continent North America. *Global Change Biology* 11: 841–855.
- Adams, C.E., J.A. Leifester, and J.S. Herron. 1997. Understanding wildlife constituents: Birders and waterfowl hunters. *Wildlife Society Bulletin* 25: 653–660.
- Alexander, D.J. 2000. A review of avian influenza in different bird species. *Veterinary Microbiology* 74: 3–13.
- Allard, K., and H.G. Gilchrist. 2002. Kleptoparasitism of herring gulls taking eider eggs by Canada geese. *Waterbirds* 25: 235–238.
- Amat, J.A. 1995. Effects of wintering greylag geese *Anser anser* on their *Scirpus* food plants. *Ecography* 18: 155–163.
- Arzel, C., J. Elmberg, and M. Guillemain. 2006. Ecology of spring-migrating Anatidae: A review. *Journal of Ornithology* 147: 167–184.
- Ashwell, R. 1978. *Coast salish: Their art, culture and legends*. British Columbia: Hancock House Publishers Inc.
- Ayers, C.R., C.S. DePerno, C.E. Moomman, and F.H. Yelverton. 2010. Canada goose weed dispersal and nutrient loading in turfgrass systems. *Applied Turfgrass Science*. doi:10.1094/ATS-2010-0212-02 RS.
- Bainbridge, I. 2017. Goose management in Scotland: An overview. *Ambio*. doi:10.1007/s13280-016-0883-5.
- Balkenhol, B., H.-H. Bergmann, R. Holländer, and M. Stock. 1984. Über den Einfluß von Gänsekot auf die Vegetation von Grünflächen. *Ecology of Birds* 6: 223–247.
- Bantle, J.L., and R.T. Alisauskas. 1998. Spatial and temporal patterns in Arctic fox diets at a large goose colony. *Arctic* 51: 231–236.
- Bazely, D.R., and R.L. Jefferies. 1989. Lesser Snow Geese and the nitrogen economy of a grazed salt marsh. *Journal of Ecology* 77: 24–34.
- Beaulieu, J., G. Gauthier, and L. Rochefort. 1996. The growth response of graminoid plants to goose grazing in a High Arctic environment. *Journal of Applied Ecology* 84: 905–914.
- Bechet, A., J.F. Giroux, and G. Gauthier. 2004. The effects of disturbance on behaviour, habitat use and energy of spring staging snow geese. *Journal of Applied Ecology* 41: 689–700.
- Beemster, N., E. Troost, and M. Platteeuw. 2010. Early successional stages of Reed *Phragmites australis* vegetation and its importance for the Bearded Reedling *Panurus biarmicus* in Oostvaardersplassen, The Netherlands. *Ardea* 98: 339–354.
- Bélanger, L., and J. Bédard. 1990. Energetic cost of man-induced disturbance to staging snow geese. *Journal of Wildlife Management* 54: 36–41.

- Bélanger, L., and J. Bédard. 1994. Role of ice scouring and goose grubbing in marsh plant dynamics. *Journal of Ecology* 82: 437–445.
- Bélanger, L., and J. Lefebvre. 2006. *Plan for sustainable integrated management of the greater snow goose in Quebec: 2005–2010 action plan*. Sainte Foy, Quebec: Canadian Wildlife Service.
- Bennike, O., and J.N. Anderson. 1998. *Potamogeton praelongus* in West Greenland. *Nordic Journal of Botany* 18: 499–501.
- Berkes, F., P.J. George, R.J. Preston, A. Hughes, J. Turner, and B.D. Cummins. 1994. Wildlife harvesting and sustainable regional native economy in the Hudson and James Bay Lowland, Ontario. *Arctic* 47: 350–360.
- Best, R., and P. Arcese. 2009. Exotic herbivores directly facilitate the exotic grasses they graze: mechanisms for an unexpected positive feedback between invaders. *Oecologia* 159: 139–150.
- Beston, J.A., T.C. Nichols, P.M. Castelli, and C.K. Williams. 2014. Survival of Atlantic Flyway resident population Canada geese in New Jersey. *Journal of Wildlife Management* 78: 612–619.
- Bjerke, J.W., A.K. Bergjord, I.M. Tombre, and J. Madsen. 2014. Reduced dairy grassland yields in Central Norway after a single springtime grazing event by pink footed geese. *Grass & Forage Science* 69: 129–139.
- Boyd, J., and S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616–626.
- Bradbeer, D.R., C. Rosenquist, T.K. Christensen, and A.D. Fox. 2017. Crowded skies: Conflicts between expanding goose populations and aviation safety. *Ambio*. doi:10.1007/s13280-017-0901-2.
- Bruun, H.H., R. Lundgren, and M. Philipp. 2008. Enhancement of local species richness in tundra by seed dispersal through guts of muskox and barnacle goose. *Oecologia* 155: 101–110.
- Buckeridge, K.M., and R.L. Jefferies. 2007. Vegetation loss alters soil nitrogen dynamics in an Arctic salt marsh. *Journal of Ecology* 95: 283–293.
- Cargill, S.M., and R.L. Jefferies. 1984a. Nutrient limitation of primary production in a sub-Arctic salt marsh. *Journal of Applied Ecology* 21: 657–668.
- Cargill, S.M., and R.L. Jefferies. 1984b. The effects of grazing by lesser snow geese on the vegetation of a sub-Arctic salt marsh. *Journal of Applied Ecology* 21: 669–686.
- Carver, E. 2008. *Economic impact of waterfowl hunting in the United States: Addendum to the 2006 national survey of fishing, hunting, and wildlife-associated recreation (Report 2006 2)*. Arlington, VA: U.S. Fish and Wildlife Service, Division of Economics, from <http://digitalmedia.fws.gov/cdm/ref/collection/document/id/61>.
- Chang, E.R., E.L. Zozaya, D.P.J. Kuijper, and J.P. Bakker. 2005. Seed dispersal by small herbivores and tidal water: Are they important filters in the assembly of salt marsh communities? *Functional Ecology* 19: 665–673.
- Chen, H., et al. 2005. Avian flu: H5N1 virus outbreak in migratory waterfowl. *Nature* 436: 191–192.
- Clausen, P., B.A. Nolet, A.D. Fox, and M. Klaassen. 2002. Long-distance endozoochorous dispersal of submerged macrophytes by migratory waterbirds—A review of possibilities and limitations. *Acta Oecologica* 23: 191–203.
- Clausen, K.K., and J. Madsen. 2016. Philopatry in a changing world: Response of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* to the loss of a key autumn staging area due to restoration of Filsø Lake, Denmark. *Journal of Ornithology* 157: 229–237.
- Cleary, E.C., R.A. Dolbeer, and S.E. Wright. 2004. *Wildlife strikes to civil aircraft in the United States, 1990–2003*. Serial Report 10, DOT/FAA/AS/00-6 (AAS-310), Washington, D.C., USA: U.S. Department of Transportation, Federal Aviation Administration. <http://wildlife-mitigation.tc.faa.gov>. Accessed 6 June 2016.
- Cochran, V.L., J.A. Pugin, and S.D. Sparrow. 2000. Effects of migratory geese on nitrogen availability and primary production in subarctic barley fields. *Biology and Fertility of Soils* 32: 340–346.
- Cole, D., D.J. Drum, D.E. Stallknecht, D.G. White, M.D. Lee, S. Ayers, M. Sobsey, and J.J. Maurer. 2005. Free-living Canada geese and antimicrobial resistance. *Emerging Infectious Diseases* 11: 935–938.
- Colles, F.M., K.E. Dingle, A.J. Cody, and M.C.J. Maiden. 2008. Comparison of *Campylobacter* populations in wild geese with those in starlings and free-range poultry on the same farm. *Applied and Environmental Microbiology* 74: 3583–3590.
- Coluccy, J.M., R.D. Drobney, D.A. Graber, S.L. Sheriff, and D.J. Witter. 2001. Altitudes of central Missouri residents toward local giant Canada geese and management alternatives. *Wildlife Society Bulletin* 29: 116–123.
- Cope, D.R., J.M. Rowcliffe, and R.A. Pettifor. 2003. Sward height, structure and leaf extension rate of *Lolium perenne* pastures when grazed by overwintering barnacle geese. *Grass & Forage Science* 58: 70–76.
- Dahlgren, R.B., and C.E. Korschgen. 1992. *Human disturbances of waterfowl: An annotated bibliography*. Resource Publication No. 188. Washington, DC, USA: Fish and Wildlife Service.
- Damas, D. 1984. *Handbook of North American Indians, volume 5: Arctic*. Washington, DC: Smithsonian Institution.
- Daoust, P.Y., G. Wobeser, D.J. Raimie, and F.A. Leighton. 1991. Multicentric intramuscular lipomatosis/fibromatosis in free-flying white-fronted and Canada geese. *Journal of Wildlife Diseases* 27: 135–139.
- Dawe, N.K., W.S. Boyd, R. Buechert, and A.C. Stewart. 2011. Recent, significant changes to the native marsh vegetation of the Little Qualicum River estuary, British Columbia: a case of too many Canada Geese (*Branta canadensis*)? *British Columbia Birds* 21: 11–31.
- De Groot, R.S., M.A. Wilson, and R.M. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393–408.
- Dessborn, L., R. Hessel, and J. Elmhjerg. 2016. Geese as vectors of nitrogen and phosphorus to freshwater systems. *Inland Waters* 6: 111–122.
- Dhama, K., M. Mahendran, and S. Tomar. 2008. Pathogens transmitted by migratory birds: Threat perceptions to poultry health and production. *International Journal of Poultry Science* 7: 516–525.
- Dingemans, B.J., E.S. Bakker, and P.L. Bodelier. 2011. Aquatic herbivores facilitate the emission of methane from wetlands. *Ecology* 92: 1166–1173.
- Edgell, J., and G. Williams. 1992. The financial value and economic valuation of goose grazing in the European Community. In *Waterfowl and agriculture: Review and future perspective, International Wetlands and Waterbird Research Bureau Special Publication 21*, ed. M. van Roomen, and J. Madsen, 53–58. Slimbridge: IWRB.
- Enright, C.A. 1971. *A review of research on type C botulism among waterbirds*. Fort Collins, CO: Colorado Cooperative Wildlife Research Unit, Colorado State University.
- Fallacara, D.M., C.M. Monahan, T.Y. Morishita, C.A. Bremer, and R.F. Wack. 2004. Survey of parasites and bacterial pathogens from free-living waterfowl in zoological settings. *Avian Diseases* 48: 759–767.
- Fallacara, D.M., C.M. Monahan, T.Y. Morishita, and R.F. Wack. 2001. Fecal shedding and antimicrobial susceptibility of selected bacterial pathogens and a survey of intestinal parasites in free-living waterfowl. *Avian Diseases* 45: 128–135.

- Farber, S.C., R. Costanza, and M.A. Wilson. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystems. *Ecological Economics* 41: 375–392.
- Federal Aviation Administration. 2016. U.S. Department of Transportation, Federal Aviation Administration, Washington, DC, USA. <http://wildlife-mitigation.tc.faa.gov>. Accessed 6 June 2016.
- Feige, N., H.P. van der Jeugd, A.J. van der Graaf, K. Larsson, A. Leito, and J. Stahl. 2008. Newly established breeding sites of the Barnacle Goose *Branta leucopsis* in North-western Europe—An overview of breeding habitats and colony development. *Vogelwelt* 129: 244–252.
- Fenger, M., T. Nyegaard, and M.F. Jørgensen. 2016. *Monitoring of common bird species in Denmark 1975–2015. Annual report of the point count programme*. Copenhagen: Danish Ornithological Society (In Danish with English summary).
- Ferraro, D.O., and M. Oesterheld. 2002. Effect of defoliation on grass growth. A quantitative review. *Oikos* 98: 125–133.
- Figuerola, J., and A.J. Green. 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: A review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology* 47: 483–494.
- Figuerola, J., A.J. Green, K. Black, and B. Okamura. 2004. Influence of gut morphology on passive transport of freshwater bryozoans by waterfowl in Doñana (southwestern Spain). *Canadian Journal of Zoology* 82: 835–840.
- Fisher, B., R.K. Turner, and P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643–653.
- Fivez, L., S. Vicca, I.A. Janssens, and P. Meire. 2014. Western Palaearctic breeding geese can alter carbon cycling in their winter habitat. *Ecosphere* 5: 139.
- Ford, H., A. Garbutt, L. Jones, and D.L. Jones. 2013. Grazing management in saltmarsh ecosystems drives invertebrate diversity, abundance and functional group structure. *Insect Conservation and Diversity* 6: 189–200.
- Fox, A.D. 2003. *The Greenland White-fronted Goose Anser albifrons flavirostris—The annual cycle of a migratory herbivore on the European continental fringe*. Published D.Sc thesis, University of Copenhagen.
- Fox, A.D., et al. 2010. Current estimates of goose population sizes in Western Europe, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis Svecica* 20: 115–127.
- Fox, A.D., J. Elmberg, I. Tombre, and R. Hessel. 2016. Agriculture and herbivorous waterfowl: A review of the scientific basis for improved management. *Biological Reviews*. doi:10.1111/brv.12258.
- Fox, A.D., and J. Kahlert. 2003. Repeated grazing of a salt marsh grass by moulting greylag geese *Anser anser*—Does sequential harvesting optimise biomass or protein gain? *Journal of Avian Biology* 34: 89–96.
- Fox, A.D., J.N. Kristiansen, D.A. Stroud, and H. Boyd. 1998. The effects of simulated spring goose grazing on the growth rate and protein content of *Phleum pratense* leaves. *Oecologia* 116: 154–159.
- Fox, A.D., J. Madsen, H. Boyd, E. Kuijken, D.W. Norriss, I.M. Tombre, and D.A. Stroud. 2005. Effects of agricultural change on abundance, fitness components and distribution of two Arctic-nesting goose populations. *Global Change Biology* 11: 881–893.
- Fu, B.J., C.H. Su, Y.P. Wei, I.R. Willet, Y.H. Lü, and G.H. Lu. 2011. Double counting in ecosystem valuation: causes and counter measures. *Ecological Research* 26: 1–14.
- García-Álvarez, A., C.H.A. van Leeuwen, C.J. Linque, A. Hussner, A. Vélez-Martín, A. Pérez-Vázquez, A.J. Green, and E.M. Castellanos. 2015. Internal transport of alien and native plants by geese and ducks: An experimental study. *Freshwater Biology* 60: 1316–1329.
- Gauthier, G., J. Bêty, J.-F. Giroux, and L. Rochefort. 2004. Trophic interactions in a high Arctic Snow Goose colony. *Integrative and Comparative Biology* 44: 119–129.
- Gauthier, G., J.-F. Giroux, and L. Rochefort. 2006. The impact of goose grazing on Arctic and temperate wetlands. *Acta Zoologica Sinica* 52: 108–111.
- Gerdes, K., and H. Reepmayer. 1983. Zur räumlichen verteilung überwinternder Saat-und Bleesgänse (*Anser fabalis* und *A. albifrons*) in abhängigkeit von naturschutzschadlichen und fordernden einflüssen. *Die Vogelwelt* 104: 54–67.
- Gilbert, M., X. Xiao, J. Domenech, J. Lubroth, V. Martin, and J. Slingenbergh. 2006. Anatidae migration in the western Palearctic and spread of highly pathogenic avian influenza H5N1 virus. *Emerging Infectious Diseases* 12: 1650–1656.
- Giroux, J.F. 1981. Ducks nesting in association with Canada Geese. *Journal of Wildlife Management* 45: 778–782.
- Gorham, T.J., and J. Lee. 2015. Pathogen loading from Canada geese faeces in freshwater: Potential risks to human health through recreational water exposure. *Zoonoses and Public Health* 63: 177–190.
- Gornezano, L.J., and R.F. Rockwell. 2013. What to eat now? Shifts in polar bear diet during the ice-free season in western Hudson Bay. *Ecology and Evolution* 3: 3509–3523.
- Goulder, L.H., and D. Kennedy. 2011. Interpreting and estimating the value of ecosystem services. In *Natural capital. Theory and practice of mapping ecosystem services*, ed. P. Kareiva, H. Tallis, T.H. Ricketts, G.C. Daily, and S. Polasky, 15–33. Oxford: University Press.
- Graczyk, T.K., R. Fayer, and M.R. Cranfield. 1997. Zoonotic transmission of *Cryptosporidium parvum*: Implications for water-borne cryptosporidiosis. *Parasitology Today* 13: 348–351.
- Grado, S.C., K.M. Hunt, C.P. Hutt, X.T. Santos, and R.M. Kaninski. 2011. Economic impacts of waterfowl hunting in Mississippi derived from a state-based mail survey. *Human Dimensions of Wildlife* 16: 100–113.
- Green, A.J. 2016. The importance of waterbirds as an overlooked pathway of invasion for alien species. *Diversity and Distributions* 22: 239–247.
- Green, A.J., and J. Elmberg. 2014. Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews* 89: 105–122.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. 1989. The impact of wild geese visiting improved grasslands in the Netherlands. *Journal of Animal Ecology* 26: 131–146.
- Guldemond, A., and T.C.P. Melman. 2016. Ganzen: Succes en probleem. In *Agrarisch natuurbeheer in Nederland; principes, resultaten en perspectieven*, ed. T.C.P. Melman, W.A. Teunissen, and J.A. Guldemond, 163–175. Wageningen: University Press. (in Dutch).
- Hahn, S., S. Bauer, and M. Klaassen. 2008. Quantification of allochthonous nutrient input into freshwater bodies by herbivorous waterbirds. *Freshwater Biology* 53: 181–193.
- Haileselassie, T.H., J. Mergeay, L.J. Weider, E. Jeppesen, and L. De Meester. 2016. Colonization history and clonal richness of asexual *Daphnia* in periglacial habitats of contrasting age in West Greenland. *Journal of Animal Ecology* 85: 1108–1117.
- Haramis, G.M., and G.D. Keams. 2007. Herbivory by resident geese: The loss and recovery of wild rice along the tidal Patuxent River. *Journal of Wildlife Management* 71: 788–794.
- Hik, D.S., H.A. Sadul, and R.L. Jefferies. 1991. Effects of the timing of multiple grazings by geese on net aboveground primary production of swards of *Puccinellia phryganeodes*. *Journal of Ecology* 79: 715–730.
- Hines, J.E., P.B. Latour, and C.S. Machtans. 2010. The effects on lowland habitat, breeding shorebirds and songbirds in the Banks Island Bird Sanctuary Number 1 by the growing colony of Lesser

- Snow Geese (*Chen caerulescens caerulescens*). *Canadian Wildlife Service Occasional Paper* 118: 1–40.
- Hirschfeld, A., and A. Heyd. 2005. Mortality of migratory birds caused by hunting in Europe: bag statistics and proposals for the conservation of birds and animal welfare. *Berichte zum Vogelschutz* 42: 47–74.
- Hitchcock, C.L., and C. Gratto-Trevor. 1997. Diagnosing a shorebird local population decline with a stage-structured population model. *Ecology* 78: 522–534.
- Howarth, R.B., and S. Farber. 2002. Accounting for the value of ecosystem services. *Ecological Economics* 41: 421–429.
- Hoye, B.J., V.J. Munster, H. Nishiura, M. Klaassen, and R.A. Fouchier. 2010. Surveillance of wild birds for avian influenza virus. *Emerging Infectious Diseases* 16: 1827–1834.
- Hubálek, Z. 2004. An annotated checklist of pathogenic microorganisms associated with migratory birds. *Journal of Wildlife Diseases* 40: 639–659.
- Hussong, D., J.M. Damare, R.J. Limpert, W.J. Sladen, R.M. Weiner, and R.R. Colwell. 1979. Microbial impact of Canada geese (*Branta canadensis*) and whistling swans (*Cygnus columbianus columbianus*) on aquatic ecosystems. *Applied and Environmental Microbiology* 37: 14–20.
- Hvenegaard, G.T. 2011. Potential conservation benefits of wildlife festivals. *Event Management* 15: 373–386.
- Hvenegaard, G.T., and V. Manaloor. 2006. A comparative approach to analyzing local expenditures and visitor profiles of two wildlife festivals. *Event Management* 10: 231–239.
- Iacobelli, A., and R.L. Jefferies. 1991. Inverse salinity gradients in coastal marshes and the death of stands of *Salix*—The effects of grubbing by geese. *Journal of Ecology* 79: 61–73.
- Ingram, C. 1933. Cattle feeding on geese droppings. *British Birds* 26: 309–310.
- Isaac-Renton, M., J.R. Bennetta, R.J. Best, and P. Arcese. 2011. Effects of introduced Canada geese (*Branta canadensis*) on native plant communities of the Southern Gulf Islands, British Columbia. *Ecoscience* 17: 394–399.
- Jacobs, M.H. 2007. Wildlife value orientations in the Netherlands. *Human Dimensions of Wildlife* 12: 359–365.
- Jano, A.P., R.L. Jefferies, and R.F. Rockwell. 1998. The detection of vegetational change by multitemporal analysis of LANDSAT data: The effects of goose foraging. *Journal of Ecology* 86: 93–99.
- Jefferies, R.L. 1988. Pattern and process in Arctic coastal vegetation in response to foraging by lesser snow geese. In *Plant form and vegetation structure, adaptation, plasticity and relationship to herbivory*, eds. M.J.A. Werger, P.J.M. van der Aart, H.J. During, and J.T.A. Verhoeven, 281–300. Amsterdam: SPB Academic Publishing.
- Jensen, L.S., and J.K. Schjoerring. 2011. Benefits of nitrogen for food, fiber and industrial production. In *The European Nitrogen Assessment. Sources, effects and policy perspectives*, ed. M.A. Sutton, 32–61. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jensen, R.A., M.S. Wisz, and J. Madsen. 2008. Prioritizing refuge sites for migratory geese to alleviate conflicts with agriculture. *Biological Conservation* 141: 1806–1818.
- Jia, Q., K. Koyama, C.-Y. Choi, H.-J. Kim, L. Cao, D. Gao, G. Liu, and A.D. Fox. 2016. Population estimates and geographical distributions of swans and geese in East Asia based on counts during the non-breeding season. *Bird Conservation International* 26: 397–417.
- Jonker, R.M., G. Eichhorn, F. van Langevelde, and S. Bauer. 2010. Predation danger can explain changes in timing of migration: The case of the barnacle goose. *PLoS ONE* 5: e11369.
- Kadlec, J.A. 1979. Nitrogen and phosphorus dynamics in inland fresh- water wetlands. In *Waterfowl and wetlands: an integrated review*, ed. T.A. Bookhart, 17–41. La Crosse: Wisconsin: LaCrosse Printing Company.
- Kear, J. 1963. The agricultural importance of wild goose droppings. *Wildfowl Trust Annual Report* 14: 72–77.
- Kear, J. 1966. The food of geese. *International Zoo Yearbook* 6: 96–103.
- Kitchell, J.F., D.E. Schindler, B.R. Herwig, D.M. Post, M.H. Olson, and M. Oldham. 1999. Nutrient cycling at the landscape scale: The role of diel foraging migrations by geese at the Bosque del Apache National Wildlife Refuge, New Mexico. *Limnology and Oceanography* 44: 828–836.
- Klaassen, M., S. Bauer, J. Madsen, and I. Tombre. 2006. Modelling behavioural and fitness consequences of disturbance for geese along their spring flyway. *Journal of Applied Ecology* 43: 92–100.
- Kleijn, D., E. van Winden, P.W. Goedhart, and W. Teunissen. 2009. Evaluatie Opvangbeleid 2005–2008 overwinterende ganzen en smienten. Deelrapport 10. Hebben overwinterende ganzen invloed op de weidevogelstand? Rapport No. 1771. Wageningen, The Netherlands: Alterra. (in Dutch).
- Klein, D.R., H.J. Bruun, R. Lundgren, and M. Philipp. 2008. Climate change influences on species interrelationships and distributions in high-Arctic Greenland. *Advances in Ecological Research* 40: 81–100.
- Koffijberg, K., H. Schekkerman, H. van der Jeugd, M. Hornman, and E. van Winden. 2017. Responses of wintering geese to the designation of goose foraging areas in The Netherlands. *Ambio*, doi:10.1007/s13280-016-0885-3.
- Krcmar, E., G.C. van Kooten, and A. Chan-McLeod. 2010. *Waterfowl Harvest Benefits in Northern Aboriginal Communities and Potential Climate Change Impacts*. Victoria BC, Canada: Resource Economics and Policy Analysis Research Group, Department of Economics, University of Victoria.
- Laanbroek, H.J. 2010. Methane emission from natural wetlands: Interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review. *Annals of Botany* 105: 141–153.
- Lehikoinen, A., and K. Jaatinen. 2012. Delayed autumn migration in northern European waterfowl. *Journal of Ornithology* 153: 563–570.
- Lévesque, H., and B. Collins. 1999. *Migratory game birds harvested in Canada during the 1991, 1992, and 1993 hunting seasons*. Ottawa: Canadian Wildlife Service, Environment Canada.
- Loonen, M.J.J.E., M. Zijlstra, and M.R. van Eerden. 1991. Timing of wing moult in Greylag Geese *Anser anser* in relation to the availability of their food plants. *Ardea* 79: 253–260.
- Louette, G., and L. De Meester. 2004. Rapid colonization of a newly created habitat by cladocerans and the initial build-up of a *Daphnia*-dominated community. *Hydrobiologia* 513: 245–249.
- Mack, M.C., M.S. Bret-Harte, T.N. Hollingsworth, R.R. Jandt, E.A. Schuur, G.R. Shaver, and D.L. Verbyla. 2011. Carbon loss from an unprecedented Arctic tundra wildfire. *Nature* 475: 489–492.
- MacMillan, D., N. Hanley, and M. Daw. 2004. Costs and benefits of wild goose conservation in Scotland. *Biological Conservation* 119: 475–485.
- MacMillan, D.C., and N. Leader-Williams. 2008. When successful conservation breeds conflict: An economic perspective on wild goose management. *Bird Conservation International* 18: S200–S210.
- Madsen, J. 1985. Impact of disturbance on field utilisation of Pink-footed Geese in West Jutland, Denmark. *Biological Conservation* 33: 53–63.
- Manny, B.A., W.C. Johnson, and R.G. Wetzal. 1994. Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: Predicting their effects on productivity and water quality. *Hydrobiologia* 279: 121–132.

- Manny, B.A., R.G. Wetzel, and W.C. Johnson. 1975. Annual contribution of carbon, nitrogen and phosphorus by migrant Canada geese to a hardwater lake. *Verhandlungen—Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 19: 949–951.
- Maron, J.L., J.A. Estes, D.A. Croll, E.M. Danner, S.C. Elmendorf, and S.L. Buckelew. 2006. An introduced predator alters Aleutian island plant communities by thwarting nutrient subsidies. *Ecological Monographs* 76: 3–24.
- Mateo, R. 2009. Lead poisoning in wild birds in Europe and regulations adopted by different countries. In *Ingestion of spent lead ammunition: Implications for wildlife and humans*, ed. R.T. Watson, M. Fuller, M. Pokras, and G. Hunt, 71–98. Boise, ID: The Peregrine Fund.
- McNaughton, S.J. 1979. Grazing as an optimization process: Grass-ungulate relationships in the Serengeti. *American Naturalist* 113: 691–703.
- McNaughton, S.J., L. Wallace, and M.B. Coughenour. 1983. Plant adaptation in an ecosystem context: Effects of defoliation, nitrogen, and water on growth of an African C4 sedge. *Ecology* 64: 307–318.
- McWilliams, S.R., J.P. Dunn, and D.G. Raveling. 1994. Predator-prey interactions between eagles and cackling Canada and Ross' geese during winter in California. *The Wilson Bulletin* 106: 272–288.
- MEA. 2005. *United nations millennium ecosystem assessment: Ecosystems and human well-being*, vol. 5. Washington, DC: Island Press.
- Meire, P., and E. Kuijken. 1991. Factors affecting the number and distribution of wintering geese and some implications for their conservation in Flanders, Belgium. *Ardea* 79: 143–157.
- Melman, T.C.P., D. Kleijn, and B. Voslamber. 2011. Ganzen: geliefd, maar met mate. *Vakblad Natuur, Bos en Landschap* 8: 14–17. (in Dutch).
- Melman, T.C.P., B.S. Ebbinge, and A.P.P.M. Clerkx. 2009. Evaluatie Opvangbeleid 2005–2008 overwinterende ganzen en smienten. Deelrapport 7. Kosten van het opvangbeleid in relatie tot de verspreiding van ganzen en smienten over de provincies. Rapport No. 1844, Wageningen, The Netherlands: Alterra (in Dutch).
- Meyer, H., H. Fock, A. Haase, H.D. Reinke, and I. Tulowitzki. 1995. Structure of the invertebrate fauna of salt marshes of the Wadden Sea coast of Schleswig-Holstein influenced by sheep grazing. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 49: 563–589.
- Middleton, J.H., and A. Ambrose. 2005. Enumeration and antibiotic resistance patterns of fecal indicator organisms isolated from migratory Canada geese (*Branta canadensis*). *Journal of Wildlife Diseases* 41: 334–341.
- Milakovic, B., T.J. Carlton, and R.L. Jefferies. 2001. Changes in midge (Diptera: Chironomidae) populations of sub-Arctic supratidal vernal ponds in response to goose foraging. *Ecoscience* 8: 58–67.
- Milakovic, B., and R.L. Jefferies. 2003. The effects of goose herbivory and loss of vegetation on ground beetle and spider assemblages in an Arctic supratidal marsh. *Ecoscience* 10: 57–65.
- Mini, A.E., D.C. Bachmann, J. Cooke, K.M. Griggs, K.A. Spragens, and J.M. Black. 2013. Recovery of the Aleutian Cackling Goose *Branta hutchinsii leucopareia*: 10-year review and future prospects. *Wildfowl* 61: 3–29.
- Montzka, S.A., E.J. Dlugokencky, and J.H. Butler. 2011. Non-CO₂ greenhouse gases and climate change. *Nature* 476: 43–50.
- Mooij, J.H. 2005. Protection and use of waterbirds in the European Union. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 30: 49–76.
- Myhre, G., D. Shindell, F.M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura, and H. Zhang. 2013. Anthropogenic and natural radiative forcing. In *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of WG1 to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*, eds. T.F. Stocker, D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, and P.M. Midgley. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nichols, T.C. 2014. Integrated damage management reduces grazing of wild rice by resident Canada geese in New Jersey. *Wildlife Society Bulletin* 38: 229–236.
- Nürnberg, G.K., and B.D. LaZerte. 2016. Trophic state decrease after lanthanum-modified bentonite (Phoslock) application to a hyper-eutrophic polymictic urban lake frequented by Canada geese (*Branta canadensis*). *Lake and Reservoir Management* 32: 74–88.
- Olson, M.H., M.M. Hage, M.D. Binkley, and J.R. Binder. 2005. Impact of migratory snow geese on nitrogen and phosphorus dynamics in a freshwater reservoir. *Freshwater Biology* 50: 882–890.
- Olsen, B., V.J. Munster, A. Wallensten, J. Waldenström, A.D. Osterhaus, and R.A. Fouchier. 2006. Global patterns of influenza A virus in wild birds. *Science* 312: 384–388.
- Owen, M., J.M. Black, M.K. Agger, and C.R.G. Campbell. 1987. The use of the Solway Firth, by Barnacle Geese *Branta leucopsis* Bechst, in relation to refuge establishment and increases in numbers. *Biological Conservation* 39: 63–81.
- Pedersen, Å.Ø., J.D.M. Speed, and I.M. Tombre. 2013. Prevalence of pink footed goose grubbing in the Arctic tundra increases with population expansion. *Polar Biology* 36: 1569–1575.
- Pettigrew, C.T., B.J. Hann, and L.G. Goldsborough. 1997. Waterfowl feces as a source of nutrients to a prairie wetland: Responses of microinvertebrates to experimental additions. *Hydrobiologia* 362: 55–66.
- Post, D.M., J.P. Taylor, J.F. Kitchell, M.H. Olson, D.E. Schindler, and B.R. Herwig. 1998. The role of migratory waterfowl as nutrient vectors in a managed wetland. *Conservation Biology* 12: 910–920.
- Prestlund, K.W., et al. 2007. Serosurvey for *Toxoplasma gondii* in arctic foxes and possible sources of infection in the high Arctic of Svalbard. *Veterinary Parasitology* 150: 6–12.
- Prins, H.H.T., R.C. Ydenberg, and R.H. Drent. 1980. Sea plantain *Plantago maritima* during spring staging: field observations and experiments. *Acta Botanica Neerlandica* 29: 585–596.
- Prop, J., J.M. Black, P. Shimmings, and M. Owen. 1998. The spring range of barnacle geese *Branta leucopsis* in relation to changes in land management and climate. *Biological Conservation* 86: 339–346.
- Prop, J., et al. 2015. Climate change and the increasing impact of polar bears on bird populations. *Frontiers in Ecology and Evolution* 3: 33. doi:10.3389/fevo.2015.00033.
- Prosser, D.J., P. Cui, J.Y. Takekawa, M. Tang, Y. Hou, B.M. Collins, B. Yan, N.J. Hill, et al. 2011. Wild bird migration across the Qinghai-Tibetan plateau: A transmission route for highly pathogenic H5N1. *PLoS ONE* 6: e17622.
- Radtke, T.M., and C.D. Dieter. 2011. Canada goose crop damage abatement in South Dakota. *Human-Wildlife Interactions* 5: 315–320.
- Ramo, C., J.A. Amat, L. Nilsson, V. Schricke, M. Rodríguez-Alonso, E. Gómez-Crespo, and M. Boos. 2015. Latitudinal-related variation in wintering population trends of greylag geese (*Anser anser*) along the Atlantic Flyway: A response to climate change? *PLoS ONE* 10: e0140181.
- Riddington, R., M. Hassall, S.J. Lane, P.A. Turner, and R. Walters. 1996. The impact of disturbance on the behaviour and energy budgets of Brent Geese *Branta b. bernicla*. *Bird Study* 43: 269–279.

To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 317 48 07 00
www.wur.nl/environmental-research

Rapport 2827
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

