



Verandering Natuurkwaliteit broedvogels

Technische rapportage

Henk Sierdsema &
Christian Kampichler

Sovon-rapport 2020/30



Verandering Natuurkwaliteit broedvogels

Technische rapportage

Henk Sierdsema & Christian Kampichler



Dit rapport is samengesteld in opdracht van het
Planbureau voor de Leefomgeving



Planbureau voor de Leefomgeving

Colofon

© Sovon Vogelonderzoek Nederland 2020

Dit rapport is samengesteld in opdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving

Wijze van citeren: : Sierdsema H. & Kampichler C. 2020. Verandering Natuurkwaliteit broedvogels. Technische rapportage. Sovon-rapport 2020/30. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Illustratie omslag: Henk Sierdsema (Herikhuizerveld, Veluwezoom) & Christian Kampichler

Opmaak: Sovon Vogelonderzoek Nederland

ISSN-nummer: 2212 5027

Sovon Vogelonderzoek Nederland

Toernooiveld 1

6525 ED Nijmegen

e-mail: info@sovon.nl

website: www.sovon.nl

Niets uit dit rapport mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar worden gemaakt d.m.v. druk, fotokopie, microfilm, of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Sovon.

Inhoud

1 Inleiding	4
2 Methoden	5
2.1 Vogelgegevens	5
2.2 Omgevingsvariabelen	5
2.3 Regressie-analyses	12
2.4. Sensitiviteit en specificiteit van modellen	14
2.5. Invloed van specifieke variabelen op voorspellingen	15
2.6 Gecombineerde soortkaarten	15
2.7 Vaststellen veranderingen natuurkwaliteit	15
2.8 Verschilkaarten per ecosysteemtype beoordelen	16
3 Resultaten	17
3.1 Regressie-modellen	17
3.2 Combinatiekaarten	17
3.3 Verschilkaarten	19
3.4 Resultaten per ecosysteemtype	20
3.4.1 Bos	20
3.4.2 (Half)natuurlijk grasland	23
3.4.3 Heide	26
3.4.4 Moeras	29
3.4.5 Open duin	32
3.5 Resultaten Vogelrichtlijnsoorten	35
3.6 Vergelijking verandering in soortenrijkdom met aantalstrends	38
Literatuur	41
Bijlage 1: Overzicht van doelsoorten van SNL	43
Bijlage 2. Voorbeeld van een partial dependence plot	44
Bijlage 3. Soorten per ecosysteemtype	46
Bos	46
Halfnatuurlijk grasland	46
Heide	47
Moeras	47
Open duin	48
Bijlage 4. Digitale bijlagen	49

1 Inleiding

Ten behoeve van natuurbehoud in Nederland zijn een aantal natuurdoelen geformuleerd die zijn uitgewerkt in de (SNL) beheertypen en natuurtypen (clusters van beheertypen). Ieder beheertype is beschreven middels een lijst van doelsoorten, ook wel genoemd kwalificerende soorten. Aan de hand van de aan- of afwezigheid van deze doelsoorten wordt de kwaliteit van het beheertype bepaald.

In dit rapport analyseren wij de compleetheid van de broedvogelgemeenschappen van doelsoorten (en andere soorten) van SNL-beheertypen en van de Vogelrichtlijn. Hiertoe hebben we kanskaarten gemaakt van 108 vogelsoorten. De kanskaarten geven de kans weer op het voorkomen van de soort in een gridcel van 250×250 m. Deze kansen zijn berekend op basis van waarnemingen van aan- of afwezigheid van een soort in monitoringsgebieden in combinatie met gegevens van het habitat. Op basis van het voorkomen van de verschillende habitatkenmerken is vervolgens per soort een Nederland-dekkende kanskaart geconstrueerd en omgezet naar een kaart die wel of niet voorkomen per soort weergeeft. Per beheertype en per natuurtype is een samengestelde kanskaart (optelling soorten per gridcel) gemaakt.

Het doel van de analyse is om een beeld te geven van de actuele kwaliteit van natuur volgens de SNL beheertypen systematiek en de veranderingen in de kwaliteit sinds 1994. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van landelijke monitoringsdata. Hierdoor kunnen uitspraken worden gedaan per beheertype op het schaalniveau van een gebied, een provincie of het landelijk beeld.

2 Methoden

Voor de analyse van de veranderingen in het voorkomen is vergelijkbare informatie nodig over het voorkomen in de onderzoeksperioden (1994-2001, 2002-2009 en 2010-2017). De hoeveelheid beschikbare telgegevens verschilt echter tussen de perioden en is bovendien niet landsdekkend. Om er voor te zorgen dat de informatie beter vergelijkbaar wordt tussen perioden en landsdekkend is gebruik gemaakt van regressiemodellen die de relatie tussen het voorkomen van vogels en omgevingskenmerken beschrijven. Met deze regressiemodellen wordt vervolgens een landsdekkende verspreidingskaart gemaakt.

2.1 Vogelgegevens

Voor de berekeningen is gebruik gemaakt van de gemiddelde aantallen getelde vogels per telgebied. Een aantal soorten kon niet worden geanalyseerd omdat er te weinig data voorhanden was of omdat de soorten in kolonies broeden (bijlage 1). De aantallen zijn omgezet naar aan- of afwezigheid (0 of 1) in elk van de onderzoeksperioden: 1994-2001, 2002-2009 en 2010-2017. Deze getallen vormden de basis voor alle verdere statistische analyses. In totaal zijn gegevens van ruim 200 broedvogelsoorten betrokken in de analyse. Van 180 soorten was voldoende informatie voorhanden uit de broedvogelgebieden om modellen te kunnen maken.

2.2 Omgevingsvariabelen

Uit de beschikbare omgevingsinformatie is een selectie gemaakt van relevante omgevingsvariabelen (Tabel 2.1).

Het gaat om de volgende variabele-groepen:

- Bodem
- Klimaat (bioclim)
- Bossamenstelling en – leeftijd
- Landgebruik volgens CBS-bodemstatistiek en TOP10NL
- Gewas
- Drooglegging en gemiddelde voorjaars grondwaterstand
- Hoogte tov NAP
- Zichtbare openheid
- Beheerstatus (SNL)
- Watertype

Daarnaast zijn de oppervlakte van het monitoringgebied en het aantal onderzoeksjaren per periode (1994-2001, 2002-2009 en 2010-2017) gebruikt als verklarende variabelen.

Tabel 2.1. Overzicht van gebruikte variabelen in de regressie-analyses

Variabele	Variabele groep	Toelichting
Bodemhfd_Kleiopveen	Bodem (hoofdindeling)	Klei_op_veen
boshfd_berk	Hoofdboomsoort	berk
boshfd_beuk	Hoofdboomsoort	beuk
boshfd_douglas	Hoofdboomsoort	douglas
boshfd_es	Hoofdboomsoort	es
boshfd_fijnspar	Hoofdboomsoort	fijnspar
boshfd_gewoneesdoorn	Hoofdboomsoort	gewoone esdoorn en Spaanse aak
boshfd_groveden	Hoofdboomsoort	grove den
boshfd_inlandseeik	Hoofdboomsoort	inlandse eik
boshfd_Japlariks	Hoofdboomsoort	Japanse lariks
boshfd_populier	Hoofdboomsoort	populier
boshfd_wilg	Hoofdboomsoort	wilg
boshfd_zwarteels	Hoofdboomsoort	zwarte els
boskiemper_3_1930	Kiemjaarklasse	3_1930-1960
boskiemper_4_Na1960	Kiemjaarklasse	4_Na 1960
Eco_akker	Sub-ecotopen	akker
Eco_bebouwing_agra	Sub-ecotopen	bebouwing-agrarisch
Eco_bebouwing_buiten	Sub-ecotopen	bebouwing-buiten
Eco_bebouwing_stad	Sub-ecotopen	bebouwing-stad
Eco_bos_gemengd	Sub-ecotopen	bos-gemengd
Eco_bos_griend	Sub-ecotopen	bos-griend
Eco_bos_loof	Sub-ecotopen	bos-loof
Eco_bos_naald	Sub-ecotopen	bos-naald
Eco_bos_nat	Sub-ecotopen	bos-nat
Eco_bos_populier	Sub-ecotopen	bos-populier
Eco_duinheide	Sub-ecotopen	duinheide
Eco_grasland	Sub-ecotopen	grasland
Eco_heide_overig	Sub-ecotopen	heide-overig
Eco_hoogveen	Sub-ecotopen	hoogveen
Eco_kwelder	Sub-ecotopen	kwelder
Eco_moeras_overig	Sub-ecotopen	moeras-overig
Eco_moeras_riet	Sub-ecotopen	moeras-riet
Eco_moeras_ruigte	Sub-ecotopen	moeras-ruigte
Eco_onbekend	Sub-ecotopen	onbekend
Eco_water	Sub-ecotopen	water
Eco_wegen	Sub-ecotopen	wegen
Ecoh_bos	Hoofd-ecotopen	bos
FGR_AFZ	Fysisch Geografische Regio	AFZ
FGR_DUO	Fysisch Geografische Regio	DUO
FGR_DUW	Fysisch Geografische Regio	DUW
FGR_GTW	Fysisch Geografische Regio	GTW
FGR_GTZ	Fysisch Geografische Regio	GTZ

FGR_HLL	Fysisch Geografische Regio	HLL
FGR_HZN	Fysisch Geografische Regio	HZN
FGR_HZO	Fysisch Geografische Regio	HZO
FGR_HZW	Fysisch Geografische Regio	HZW
FGR_HZZ	Fysisch Geografische Regio	HZZ
FGR_LVH	Fysisch Geografische Regio	LVH
FGR_LVN	Fysisch Geografische Regio	LVN
FGR_NZN	Fysisch Geografische Regio	NZN
FGR_NZZ	Fysisch Geografische Regio	NZZ
FGR_RIV	Fysisch Geografische Regio	RIV
FGR_YSS	Fysisch Geografische Regio	YSS
FGR_ZKM	Fysisch Geografische Regio	ZKM
FGR_ZKN	Fysisch Geografische Regio	ZKN
FGR_ZKW	Fysisch Geografische Regio	ZKW
FGR_ZKZ	Fysisch Geografische Regio	ZKZ
Gewas_Aardappelen	Gewas	Aardappelen
Gewas_Bieten	Gewas	Bieten
Gewas_Bloemen	Gewas	Bloemen
Gewas_Braak	Gewas	Braak
Gewas_Fruit	Gewas	Fruit
Gewas_Gras_blijvend	Gewas	Gras_blijvend
Gewas_Gras_tijdelijk	Gewas	Gras_tijdelijk
Gewas_Groenten	Gewas	Groenten
Gewas_Handelsgewas	Gewas	Handelsgewas
Gewas_Luzerne	Gewas	Luzerne
Gewas_Mais	Gewas	Mais
Gewas_Natuurl_gras	Gewas	Natuurlijk_gras
Gewas_Overig	Gewas	Overig
Gewas_Peulvruchten	Gewas	Peulvruchten
Gewas_Uien	Gewas	Uien
Gewas_Wintergranen	Gewas	Wintergranen
Gewas_Zomergranen	Gewas	Zomergranen
GVG	Voorjaarsgrondwaterstand	Drooglegging en gemiddelde voorjaars grondwaterstand
Hoogte_mean	Hoogte	Gemiddelde hoogte ten op zichte van NAP
lynheg	Landgebruik top10-vector - lijnen	lynheg
lynsloot03	Landgebruik top10-vector - lijnen	lynsloot03
lynsloot36	Landgebruik top10-vector - lijnen	lynsloot36
openheid2009_mean		Openheid van het landschap
Opp_ha		Oppervlakte in ha
Riet_area_perc	Aanwezigheid van riet	Oppervlakte riet
SANSN_Gras	Beheerovereenkomsten SAN-SN-SBB	SAN-Gras
SANSN_Laat_maaien	Beheerovereenkomsten SAN-SN-SBB	SAN-Laat_maaien
SBB_Natuurgras	Beheerovereenkomsten SAN-SN-SBB	SBB-Natuurgras
SBB_Weidevogels	Beheerovereenkomsten SAN-SN-SBB	SBB-Weidevogels

Top10_2006_gebouwdh

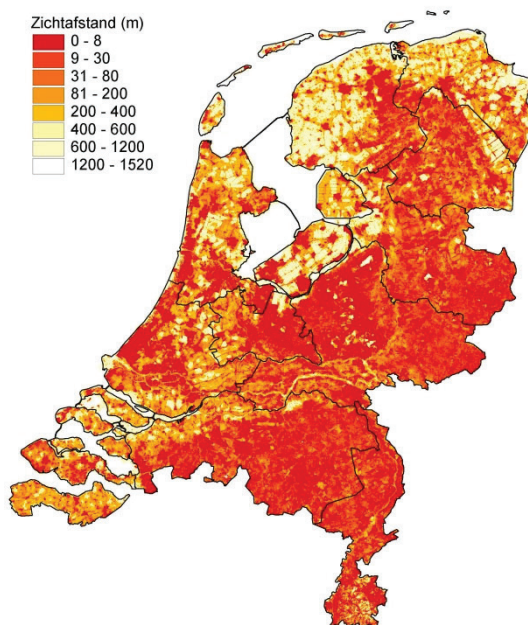
Landgebruik top10-vector - huizen

dichtheid aan gebouwen

Enkele variabelen worden hier nader omschreven.

Openheid van het landschap

Recent is een kaart met de zichtbare openheid van het landschap beschikbaar gekomen (Meeuwsen & Jochem 2011); zie ook Figuur 2.2. Deze kaart is weliswaar gemaakt voor de menselijke beleving van het landschap, maar heeft een veel hogere resolutie dan de kaarten met schaalkenmerken van het landschap van Dijkstra en Lith-Kranendonk (2000) en leent zich daarom beter voor de analyses die in dit rapport worden beoogd. De resolutie van de openheidskaart is 100 meter, die van de schaal van het landschap was 2 kilometer.



Figuur 2.2. Openheid van het landschap. Weergegeven is de gemiddelde zichtafstand. Deze is berekend door voor elke punt de zichtafstand (in meters) in alle richtingen te bepalen en daarover het gemiddelde te nemen. Duidelijk is dat de zichtafstand laag is in de beboste gebieden in het zuid-oosten van het land en hoog in de weidegebieden in Friesland. Deze kaart is met het model ViewScape vervaardigd door Meeuwsen & Jochem (2011).

Beheerstatus

Voor de beheerstatus is gebruik gemaakt van informatie uit 2006. Voor dit jaar is gekozen omdat het midden in de onderzochte periode ligt en bovendien lang genoeg geleden is om invloed te kunnen hebben op het voorkomen en de ontwikkeling van weidevogels. Uit de bestanden van SAN (Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer), SN (Subsidieregeling Natuur) en SBB is de volgende informatie afgeleid: aandeel reservaat, aandeel grasland met een beheerovereenkomst met een uitgestelde maaidatum tot 15 juni ('vroeg maaien') of met een uitgestelde maaidatum na 15 juni ('laat maaien') en aandeel grasland met beheerovereenkomsten voor verschillende graslandrelevante

doelstellingen. Samenvoeging van de vele verschillende beheerpakketten was nodig om de enorme diversiteit aan beheerpakketten overzichtelijk en analyseerbaar te maken.

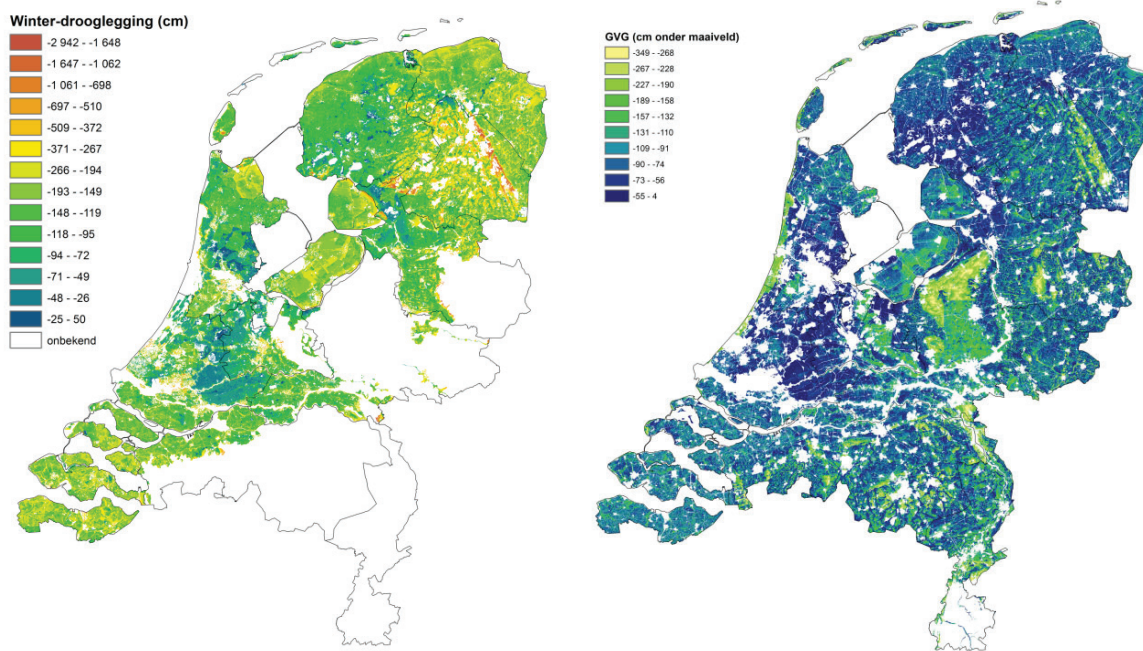
Drooglegging en gemiddelde voorjaars grondwaterstand

Uit eerder onderzoek in Noord-Holland (Van 't Veer *et al.* 2008) is gebleken dat de drooglegging in de winter een belangrijke relatie heeft met de trend van grondwatergebonden vogels. Om de drooglegging te kunnen bepalen werd gebruik gemaakt van de peilbesluiten van de waterschappen. Deze waren beschikbaar voor alle waterschappen met digitale peilbesluiten met uitzondering van het Waterschap Veluwe.

Een probleem bij de bewerking van de peilbesluitbestanden is dat niet altijd duidelijk is of er géén peilbesluit is óf dat het peilbesluit 0 cm NAP is. De controle daarop moest handmatig gebeuren door te kijken of er binnen een gebied met peilbesluiten polders waren die hoogstwaarschijnlijk een peilbesluit van 0 cm hadden. In de voorliggende analyse zijn peilbesluiten van 0 cm NAP deels buiten beschouwing gelaten waardoor lokaal dus omissies in de kaarten kunnen voorkomen. Het bestand met peilbesluiten is omgezet naar een 100m-grid bestand door per gridcel minimum, gemiddelde en maximum peil te berekenen.

De droogleggingskaart is vervolgens gemaakt door de peilbesluiten te combineren met het AHN (Actuele Hoogtekaart Nederland)-bestand versie 1. Hiervoor zijn eerst alle afzonderlijke 25m-gridbestanden samengevoegd tot één groot bestand.

Op basis van de peilbesluiten en de hoogtekaart is een schatting gemaakt van de grondwaterstand in de winter. Deze waterstand betreft feitelijk de berekende drooglegging van een gebied ten opzichte van het maaiveld. Om de maaiveldhoogte te kunnen bepalen zijn uit de hoogtekaart alleen gemeten oppervlakte-eenheden ('cellen') geselecteerd die volgens de top10-vector van 2006 grasland (tdn-code 5213) of bouwland (tdn-code 5203) zijn. Voorts werden de bestanden met peilbesluiten en het maaiveldhoogtebestand omgewerkt naar een gridbestand dat uit cellen van 25 meter bestond. Hierna is de maaiveldhoogte afgetrokken van het peilbesluit in cm ten opzichte van NAP. Dit levert de geschatte grondwaterstand (drooglegging in cm beneden maaiveld) in de winter op in gridcellen van 25meter (Figuur 2.4). De zomerstanden zijn niet berekend omdat is aangenomen dat de waterstanden aan het begin van het broedseizoen van doorslaggevend belang zijn.



Figuur 2.4. Links: drooglegging in de winter in cm onder het maaiveld. Voor uitleg zie tekst. Rechts: De gemiddelde grondwaterstand in het voorjaar (GVG) in cm t.o.v. het maaiveld.

De gemiddelde grondwaterstand in het voorjaar (GVG) is bepaald door de grondwatertrappen (GWT) uit de bodemkaart en het AHN-hoogtebestand met elkaar te combineren. Uit de grondwatertrappen is de GVG afgeleid voor de eenheden van de bodemkaart. Vervolgens is deze informatie neergeschaald door combinatie met de hoogtekaart. Hierdoor ontstaat een veel fijnmaziger patroon van de ingeschatte GVG (Figuur 2.6).

De informatie uit de droogleggingskaart en de GVG-kaarten zijn samengevoegd om tot een zo goed mogelijk beeld te verkrijgen van de grondwaterstanden in Nederland.

Landgebruik

Het landgebruik is afgeleid uit de top10-vector kaart (Topografische Dienst). De informatie over gewassen, zoals blijvend, tijdelijk en natuurlijk grasland en over winter- en zomergranen en maïs werd afgeleid uit de Gewassenkaart van Dienst Regelingen. Informatie over boomsoortensamenstelling en kiemjaar komt uit de vierde bodemstatistiek, aangevuld met informatie van de CBS-bodemstatistiek

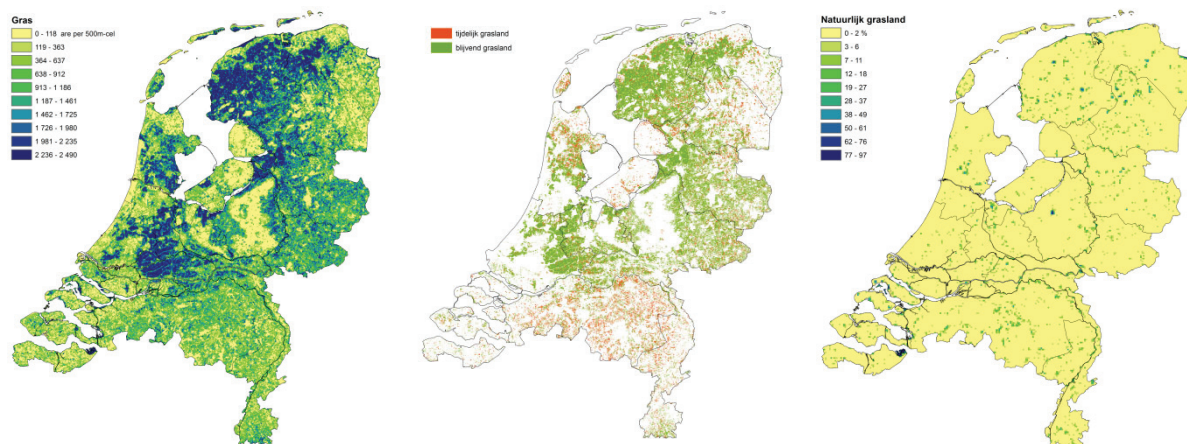
Onder blijvend grasland (Figuur 2.6) wordt verstaan: gras dat voor ten minste vijf jaar niet in de vruchtwisseling is meegenomen. Het gewas bestaat uit een natuurlijke of ingezaaide vegetatie van grassen of andere kruidachtige voedergewassen.

Onder tijdelijk grasland (Figuur 2.6) wordt verstaan: gras dat in de vruchtwisseling is opgenomen. Het gras wordt niet langer dan vijf jaar aaneengesloten geteeld. Het gewas bestaat uit een natuurlijke of ingezaaide vegetatie van grassen of andere kruidachtige voedergewassen.

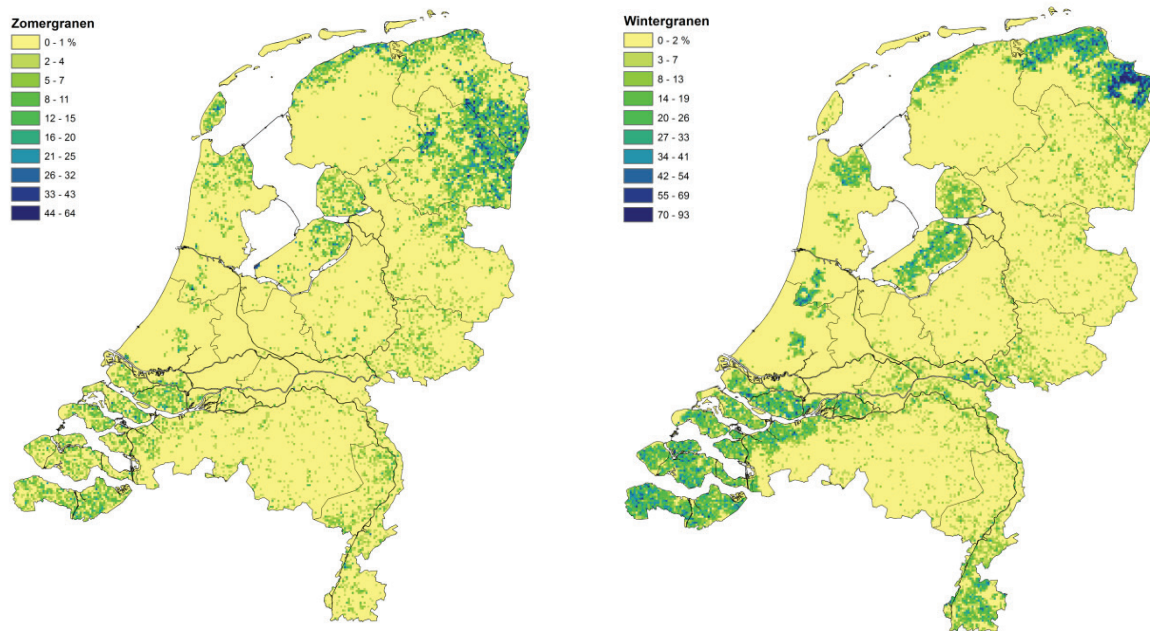
Onder natuurlijk grasland (Figuur 2.6) wordt verstaan: gewas dat bestaat uit een natuurlijke of ingezaaide vegetatie van grassen of andere kruidachtige voedergewassen. De opbrengst per ha mag niet meer zijn dan vijf ton droge stof per hectare. Het beheer mag gedurende meerdere jaren op geen enkele

manier de landbouwkundige productie verhogen of in stand houden (bijv. bemesting, drainage en onkruidbestrijding).

Onder zomergranen (Figuur 2.7) worden tarwe, gerst, haver, graansorgho en gierst verstaan, die aan het einde van de winter worden gezaaid. Onder wintergranen (Figuur 2.7) worden tarwe, gerst, rogge en triticale verstaan, die in het najaar worden gezaaid.



*Figuur 2.6. Verschillende vormen van grasland in Nederland. Links: totale bedekking met gras in are per cel van 500 * 500 m. Midden: bedekking met tijdelijk en blijvend grasland. Rechts: bedekking met natuurlijk grasland.*



Figuur 2.7. Links: teelt van zomergranen. Rechts: teelt van wintergranen.

2.3 Regressie-analyses

Voor de analyse van het verband tussen verklarende omgevingsvariabelen en het voorkomen werd gebruik gemaakt van een state-of-the-art type regressiemodellen, namelijk Random Forest modellen (RF's) ((Elith and Graham 2009, Hapfelmeier et al. 2014)). Met RF's kunnen op een robuuste wijze niet-lineaire verbanden worden beschreven. Hawkins (2012) beveelt expliciet aan voor ruimtelijke analyses regression trees of ervan afgeleide methoden te gebruiken. RF's schatten een groot aantal vrij eenvoudige modellen waarna de modelschattingen worden gecombineerd hetgeen in robuustere uitkomsten resulteert. Elk model bestaat uit een classificatieboom die regels construeert voor de onafhankelijke variabelen waarmee de responsevariabele (aan-/afwezigheid in ons geval) kan worden opgedeeld in zo homogeen mogelijke groepen. De classificatieboom wordt gevormd door de data herhaaldelijk in tweeën te splitsen volgens een regel gebaseerd op enkele habitatvariabelen. Bij elke splitsing wordt de data in twee zo homogeen mogelijke groepen gesplitst.

Modelkwaliteit

De betrouwbaarheid van de modellen wordt weergegeven door middel van twee verschillende indicatoren: de AUC-ROC en de verklaarde deviance (verklaarde variantie). Met de AUC-ROC (Area Under ROC-Curve, waar ROC staat voor Receiver Operating Characteristic) wordt aangegeven hoe goed de modelpredicties overeenkomen met de waarnemingen. Aangezien het model een kans tussen 0 en 1 produceert, maar de waarnemingen een 0 of een 1 zijn, hangt het van de gekozen drempelwaarde (zoals bijvoorbeeld 0.5) bij welke kans een soort als afwezig of aanwezig wordt beschouwd. De AUC test voor een serie verschillende drempelwaarde hoe goed het model presteert. De AUC varieert tussen 0.5 en 1. . Een AUC van 0.5 betekent dat het model het niet beter doet dan random, een AUC van 1 betekent dat het model de waarnemingen perfect voorspelt. Hoe hoger de waarde hoe beter het model dus presteert (tabel 2.3). We gebruiken de classificatie zoals weergegeven

in Tabel 2.3 die algemeen wordt gebruikt in de ecologische literatuur. De beslissing welke nauwkeurigheid nog aanvaardbaar is, is tot op zekere hoogte arbitrair. Wij leggen die bij een AUC-waarde van 0.7 (tabel 2.4). Een meer conservatieve (hogere) waarde kan worden geprefereerd afhankelijk van de toepassing.

Een AUC-ROC waarde van (bijna) 1 duidt op overfitting: het model beschrijft de waarnemingen dan heel nauwkeurig, maar is niet geschikt voor predicties voor andere locaties. Dit komt vooral voor bij soorten met heel weinig waarnemingen.

Voor de beoordeling is de volgende indeling gebruikt in tabel 2.2 en 2.3.

Tabel 2.2. Index voor classificatie van modeluitkomsten op basis van de verklaarde deviance. Deze waarden zijn slechts ter indicatie en hangen af van onder meer de grootte van de steekproefgebieden

Percentage verklaarde deviance:

> 80 : uitmuntend

65-80: zeer goed

45-65: goed

30-45: redelijk

15-30: matig

<15: slecht

Tabel 2.3. Index voor classificatie van modeluitkomsten op basis van verschillende validatie-methodes.

Nauwkeurigheid AUC-ROC

Excellent of hoog 0.9 – 1

Goed 0.8 – 0.9

Redelijk 0.7 – 0.8

Matig 0.6 – 0.7

Geen/slecht 0.5 – 0.6

Residue-interpolatie

De residuen vertellen ons waar er verschillen optreden tussen de waarnemingen en modelvoorspellingen. Vooral als we gebieden zien met overwegend positieve residuen (het voorkomen wordt onderschat) of negatieve residuen (het voorkomen wordt overschat), is er blijkbaar sprake van lokale omstandigheden die niet goed worden beschreven door de variabelen die zijn opgenomen in het regressiemodel. Een vervolgstap kan dan zijn om op zoek te gaan naar variabelen die het gevonden patroon in de residuen kunnen verklaren. Dit zijn dan zgn. 'taylor-made'-modellen: voor elke soort afzonderlijk wordt zo goed mogelijk de meest relevante set aan omgevingsvariabelen bij elkaar gezocht en gemodelleerd. Voor een aantal soorten zal zelfs dat geen soelaas bieden: de relevante informatie is simpelweg niet beschikbaar voor elke locatie in Nederland (denk aan zoiets als de lengte aan bramenwallen of de PH van de bodem) (zie ook (Van Kleunen et al. 2007)). Voor de hier gepresenteerde kansencarten zijn geen 'taylor-made'-modellen gemaakt omdat die per soort (zeer) veel tijd kosten om te maken. Er is echter nog een andere oplossing om de voorspelde verspreiding te verbeteren: interpolatie van de residuen.

Door de residuen te interpoleren naar een vlakdekkend kaartbeeld ontstaat een kaart met gebieden die overwegend onderschat of overschat worden. Voor interpolatie van de residuen kan gebruik worden gemaakt van (block-) Inverse Distance Weighting (IDW) en Kriging. De laatste methode is veel rekenintensiever dan de eerste en levert veelal globalere patronen op: in deze versie van de

kansenkaarten is daarom gebruik gemaakt van IDW. (voor een beschrijving van de twee bovengenoemde interpolatie methodieken zie Bivand et al 2008).

De modelvoorspellingen en de geïnterpoleerde residuen worden tenslotte bij elkaar opgeteld. De predicties en residuen bij elkaar opgeteld op de response-schaal (= de niet getransformeerde schaal). Dit heeft als nadeel dat de in de uiteindelijke predicties getallen kleiner dan 0 en groter dan 1 kunnen optreden. Aangezien kansen altijd tussen 0 en 1 moeten liggen zijn de finale predicties daarom afgebroken tussen 0 en 1.

Technische uitvoering

De berekeningen voor de kansenkaarten zijn uitgevoerd met het statistische programma R (R_Development_Core_Team 2004), versie 3.5.2 (64-bits versie). Voor de analyses is het programma 'SDMmaps' (Kampichler et al. 2019) gemaakt. SDMmaps is een door Sovon ontwikkeld R-package dat zorg draagt voor het inlezen van de waarnemingen, samenvoegen met ruimtelijke data en uitvoering van de ruimtelijke modellen.

De Random Forest-modellen zijn gemaakt met de 'ranger'-implementatie in het package ranger (Ridgeway 2012) binnen de context van SDMmaps. De interpolaties zijn uitgevoerd met R package 'gstat' (Pebesma and Wesseling 1998), eveneens binnen de context van TRIMmaps.

2.4. Sensitiviteit en specificiteit van modellen

De sensitiviteit van een model is de kans dat het model een positieve uitslag geeft als dat terecht is. Het is de verhouding tussen het aantal plots met een positieve voorspelling en waarbij de onderzochte soort daadwerkelijk aanwezig is, en het totaal van alle onderzochte plots waar de soort aanwezig is (inclusief het aantal plots dat negatief scoort maar waar de soort toch wel aanwezig is). Het is dus een maat voor de gevoeligheid van het model voor de aanwezigheid van de onderzochte soort.

De specificiteit van een model is een maat voor de kans dat bij afwezigheid van de soort die het model moet voorspellen het resultaat negatief is. De specificiteit van een model is de verhouding tussen het aantal terecht negatieve uitslagen (niet aanwezig, negatieve uitslag) en het totaal van alle plots waarbij de soort afwezig is. Het totaal van alle plots waar de soort afwezig is bestaat uit een som van de plots waar een vals positieve uitslag (wel aanwezig maar niet als zodanig voorspeld) geldt en de gevallen die een terechte negatieve uitslag kregen.

Een model kan een hoge sensitiviteit (gevoeligheid) hebben, maar vaak vals alarm slaan. Het model moet ook specifiek zijn, dat wil zeggen zoveel mogelijk positieve voorspellingen doen bij de door het model onderzochte soort, en zo weinig mogelijk bij afwezigheid van de soort. Een ideaal model zou een sensitiviteit van 100% moeten hebben (bij alle voorkomens is de voorspelling positief) en ook een specificiteit van 100% (als de soort afwezig is, is de voorspelling negatief). In werkelijkheid komt dit niet voor. Meestal daalt het ene als het andere stijgt.

Van kans naar aanwezigheid

De kansenkaarten met een waarde tussen 0 en 1 zijn omgezet naar een 0 (verwachte afwezigheid) en 1 (verwachte aanwezigheid) door zowel de sensitiviteit als de specificiteit te optimaliseren. Voor deze cut-off value is in eerste instantie gebruik gemaakt van het R-script Cutoff_Optimised.r, dat gebaseerd is op het R-package biomod (rdrr.io/rforge/BIOMOD/man/CutOff.Optimised.html). Dit heeft tot gevolg, dat voor elke soort een andere 'cutoff'-waarde wordt gebruikt om de kans om te zetten naar een 0 of een 1.

2.5. Invloed van specifieke variabelen op voorspellingen

Een relatieve maat voor het de grote van het effect van elke variabele op de voorspelling van het voorkomen wordt geschat met behulp van een permutatieprocedure. De specifieke variabele wordt vervangen door toevalsgetallen en de uitkomst wordt vergeleken met het model inclusief de originele variabele. Het belang van elke variabele ('variable contribution') wordt weergegeven als 1 min de correlatiecoëfficiënt tussen de originele voorspelling en de voorspelling met de toevalsgetallen: 100 is zeer belangrijk, 0 is geheel onbelangrijk.

Voor de evaluatie van modellen worden scatterplots, histogrammen en verschillende statistische kengetallen gebruikt.

Het verband tussen verklarende variabelen en dichtheid of trend wordt vertegenwoordigd door:

De relatieve bijdrage van een variabele

De relatieve invloed (bijdrage) van een verklarende variabele wordt bepaald aan de hand van het aantal keren dat deze variabele wordt geselecteerd voor splitsing, gewogen met het kwadraat van de verbetering van het model veroorzaakt door de splitsing en gemiddeld over alle dendrogrammen (Friedman & Meulman 2003). De bijdrage van elke variabele wordt geschaald, zodat de som van alle bijdragen gelijk is aan 100.

Partial dependence plots

Met partial dependence plots kan de relatie tussen een afhankelijke variabele zoals het aantal Scholeksters of de trend, en de omgevingsvariabelen in beeld worden gebracht. Met de hier gebruikte modellen, zoals de RF-modellen, is deze relatie namelijk vaak niet eenvoudig positief of negatief, maar kan heel ingewikkelde vormen aannemen. De relatie is dan alleen inzichtelijk te maken met de genoemde partial dependence plots.

Achtergrond: Deze plots tonen het effect van een verklarende variabele op de responsvariabele, rekening houdend met de gemiddelde effecten van alle andere verklarende variabelen in het model (Friedman & Meulman 2003). Voor elk RF-model worden de partial dependence plots van de belangrijkste variabelen getoond. Op de y-as van de grafiek staat niet de afhankelijke variabele, maar de mate waarin de omgevingsvariabele van invloed is op veranderingen in de afhankelijke variabele ofwel in andere woorden, het relatieve belang. Hoe groter het verschil is tussen minimum waarde en de maximum waarde op de y-as, hoe groter het relatieve belang van deze variabele is. Voor meer uitleg, zie bijlage III.

2.6 Gecombineerde soortkaarten

De naar aan- en afwezigheid omgezette kans-op-voorkomen-kaarten zijn vervolgens gesommeerd over de soorten per SNL-beheertype, ecosysteemtype en begrenzingssoorten van de Vogelrichtlijn. Voor de beoordeling van de SNL-soortenrijkdom is hiervoor naast een vaste lijst aan soorten per type gewerkt met een lijst met 'joker'-soorten uit de zogenaamde bijlage I: van deze bijlage I-soorten mogen twee extra soorten (gecombineerd over alle soortengroepen) worden opgeteld bij de vastgestelde soorten uit de vaste lijst per SNL-type.

2.7 Vaststellen veranderingen natuurkwaliteit

De volgende producten zijn met de basiskaarten gemaakt voor elk van de drie perioden:

1. Update verspreidingskaarten

- a. Dataset met het aantal soorten per 250meter x 250meter gridcel per SNL beheertype.
 - i. Voor kenmerkende SNL soorten + maximaal 2 soorten van Bijlage I (EB en BE soorten van de Rode Lijst, zoals gedefinieerd door SNL). Per beheertype.

- ii. Voor Bijlage I soorten van de Vogelrichtlijn op alle locaties waar deze soorten voorkomen.

PBL heeft hiervoor het volgende aangeleverd:

- De lijst van SNL soorten per beheertype (48), de lijst van SNL soorten van Bijlage I.
- De lijst van Bijlage I soorten van de Vogelrichtlijn.
- De beheertypenkaart met de oppervlakte per beheertype per 250meter x 250meter grid (voor dagvlinders en vaatplanten) & per 1km x 1km (voor broedvogels).

2. Verschilkaarten per ecosysteemtype

- a. Uit stap 1 komen kaartjes van het aantal SNL soorten + het aantal SNL soorten van Bijlage 1 per gridcel per periode per beheertype. Vervolgens zijn er per beheertype (48) 2 verschilkaartjes gemaakt: van de periode 1994-2001 en 2010-2017 & 2002-2009 en 2010-2017. Dit levert circa 90 verschilkaartjes op per beheertype (in totaal dus bijna 4500).
- b. Uit stap 1 komen ook kaartjes van het aantal VR soorten per gridcel per periode voor alle gridcellen waar deze soorten voorkomen. Vervolgens zijn hiervoor ook verschilkaartjes gemaakt: van de periode 1994-2001 en 2010-2017 & 2002-2009 en 2010-2017. Dit levert 2 verschilkaartjes op.
- c. Daarnaast zijn verschilkaartjes gemaakt op ecosysteemtype niveau. Het gaat om 5 ecosysteemtypen die worden samengesteld uit de ca. 48 beheertypen: bos, heide, open duin, moeras en halfnatuurlijk grasland. Verschilkaarten zijn gemaakt voor het verschil tussen 1994-2001 en 2010-2017 & 2002-2009 en 2010-2017. Dit levert 10 kaarten op: 5 verschilkaarten per ecosysteemtype voor de kort- en langjarige veranderingen, en twee kaartjes voor VR voor de kort- en langjarige veranderingen.

2.8 Verschilkaarten per ecosysteemtype beoordelen

De 5 + 1 verschilkaarten van stap 2b en 2c voor de periode 2010-2017 ten opzichte van de periode 2002-2009 laten een ruimtelijk patroon van toe- en afnames zien. Deze kaarten zijn beoordeeld op plausibiliteit. Het gaat hierbij om het algemene beeld: overall toename/stabilisatie/afname? Daarnaast zijn de meest in het oog springende gebieden met een toe- of afname bekeken en beoordeeld of dat klopt en wat de verklaring daarvoor zou kunnen zijn.

Dit onderdeel is voor alle soortgroepen uitgevoerd in een workshop op maandag 1 april 2019 in Wageningen, waar vertegenwoordigers van PBL, WenR, Sovon en FLORON en de Vlinderstichting bij aanwezig waren.

3 Resultaten

3.1 Regressie-modellen

Validaties van de RF-modellen voor het voorkomen van de 180 soorten laten zien dat het overgrote deel redelijke tot goede modellen oplevert. De modellen van enkele soorten zijn slecht en daarmee onbruikbaar (tabel 3.1): het gaat hierbij echter om soorten die alleen lokaal en onregelmatig voorkomen.

Tabel 3.1 Overzicht van de modelkwaliteit van de gemodelleerde soorten voor de modellen van 2005 en 2012. Betekenis van de kolommen: soortcode: euringnummer, soortnaam: Nederlandse soortnaam, AUC: AUC-ROC waarde, expldev: aandeel verklaarde variantie. Voor deze waarden geldt: hoe hoger, hoe beter, met uitzondering van een 1 bij de AUC wat wijst op overfitting.

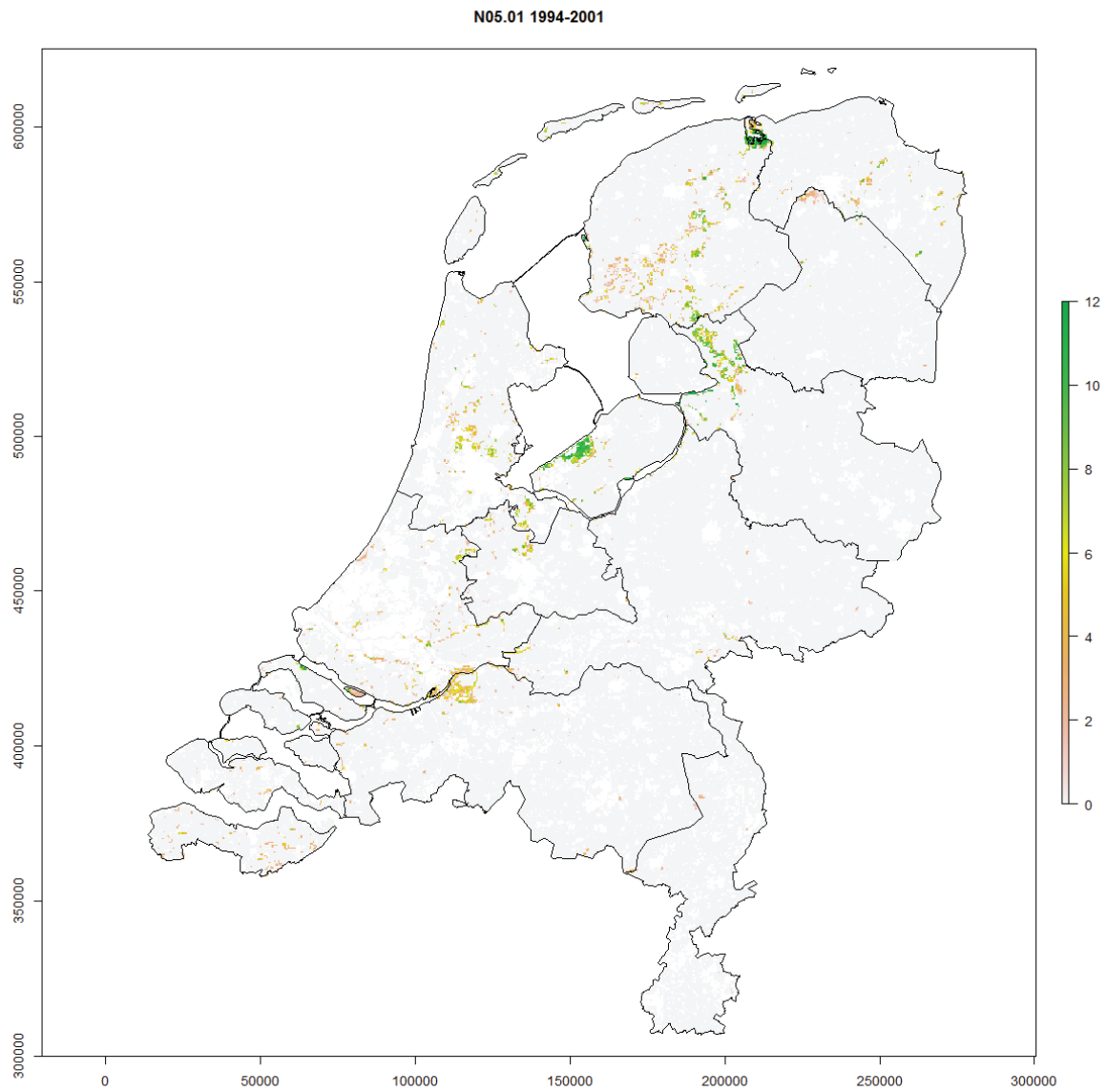
De tabel is los bijgeleverd als 'tabel soortstatistieken.xlsx'. Hieronder staat een klein deel van de top van de tabel.

soortcode	soortnaam	periode	AUC	expldev
70	Dodaars	1994-2001	0.99	59.5
70	Dodaars	2002-2009	0.992	67.2
70	Dodaars	2010-2017	0.991	62
90	Fuut	1994-2001	0.995	77.8
90	Fuut	2002-2009	0.994	75.5
90	Fuut	2010-2017	0.992	70.6
100	Roodhalsfuut	2002-2009	0.999	31.7
100	Roodhalsfuut	2010-2017	1	65.7
120	Geoorde Fuut	1994-2001	0.996	60
120	Geoorde Fuut	2002-2009	0.997	64.7
120	Geoorde Fuut	2010-2017	0.996	54.1

Aangezien deze bij de meeste soorten de AUC erg hoog is, is hier vooral de explained deviance van belang. Wanneer deze meer dan 60% is, is het model prima. Boven de 30% is nog steeds redelijk, maar daaronder is de kaart niet zo betrouwbaar.

3.2 Combinatiekaarten

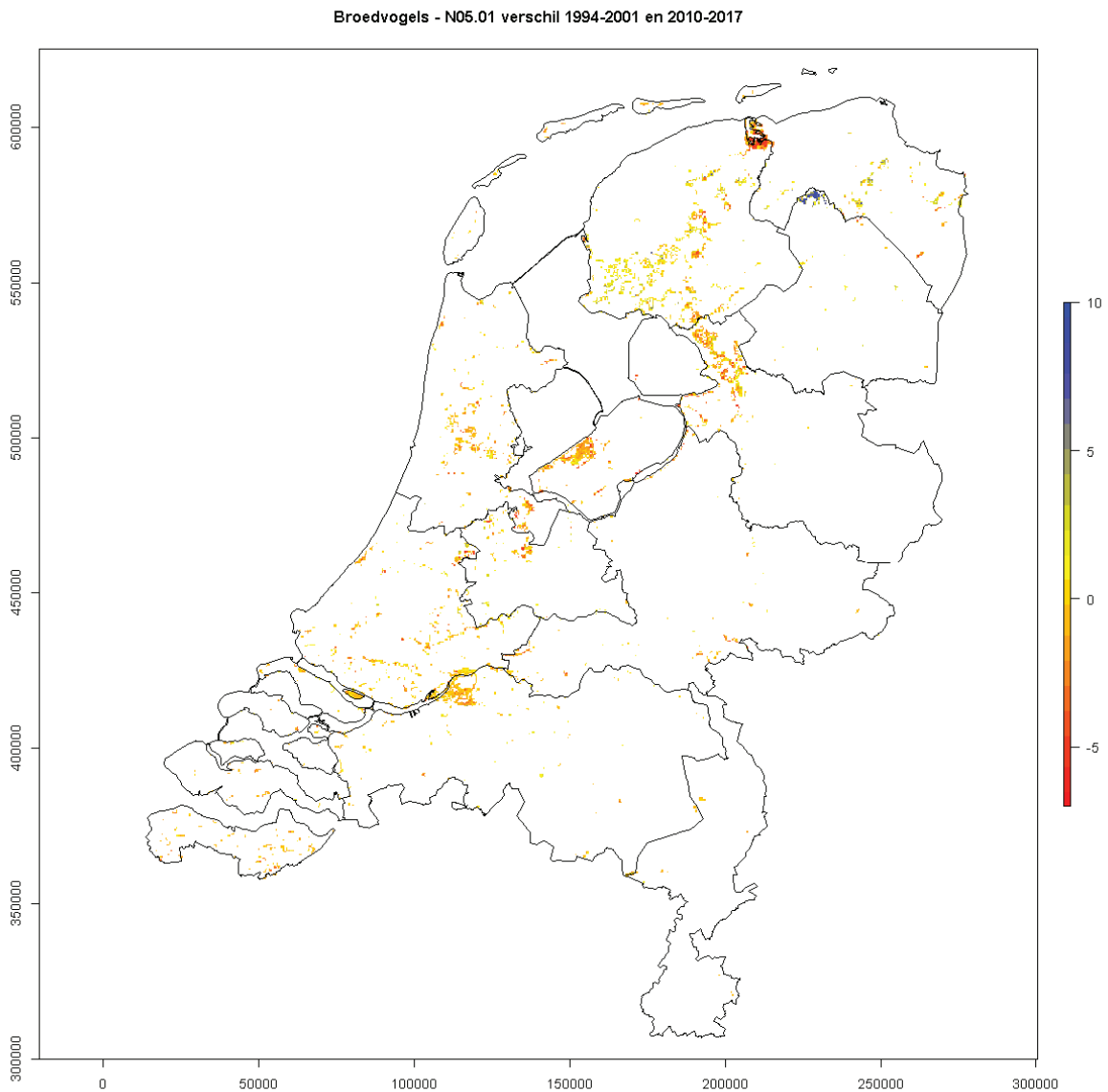
Er zijn totaal 240 combinatiekaarten gemaakt van het aantal soorten per natuurtype en periode van het verwachte aantal soorten per 250m-cel.



Figuur 3.1 Voorbeeld van een combinatiekaart met het aantal verwachte soorten per 250m-cel van de doelsoorten van SNL-type N05.01 in de periode 1994-2001.

3.3 Verschilkaarten

Er zijn in totaal 123 kaarten gemaakt die het verschil in soortenrijkdom tussen de verschillende perioden per 250-cel in beeld brengen.



Voorbeeld van een verschilkaart van N05.01: de kaart toont het verschil in aantal soorten tussen de periode 1994-2001 en 2010-2017. Negatieve getallen duiden op een afname van het aantal soorten, positieve op een toename.

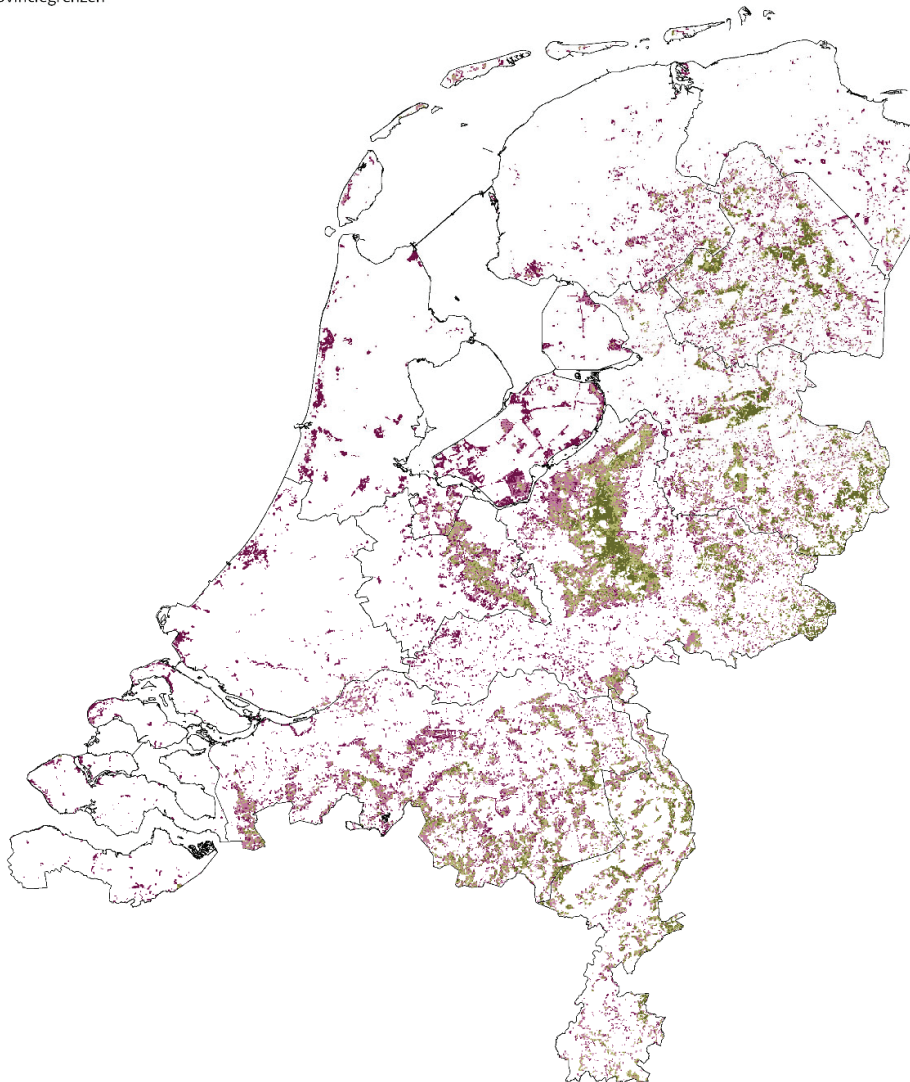
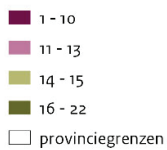
3.4 Resultaten per ecosysteemtype

In deze paragraaf worden de resultaten per ecosysteemtypen bos, (half)natuurlijk grasland, heide, moeras en open duin besproken. Voor elk ecosysteem wordt eerst een kaart getoond met de soortenrijkdom aan SNL-broedvogelsoorten per 250x250 meter cel in de periode 2010-2017 en vervolgens worden de veranderingen in de soortenrijkdom ten opzichte van 2002-2009 getoond. De soorten per ecosysteemtype zijn opgenomen in bijlage 3.

Om de interpretatie van de verschilkaarten en bijbehorende histogrammen beter te begrijpen is de gemiddelde (verschil)waarde per verschilkaart berekend. Om te voorkomen dat het verschil in voorkomen van één soort te sterk het algemene beeld kan bepalen is de gemiddelde waarde berekend over de cellen met tenminste 2 soorten verschil.

3.4.1 Bos

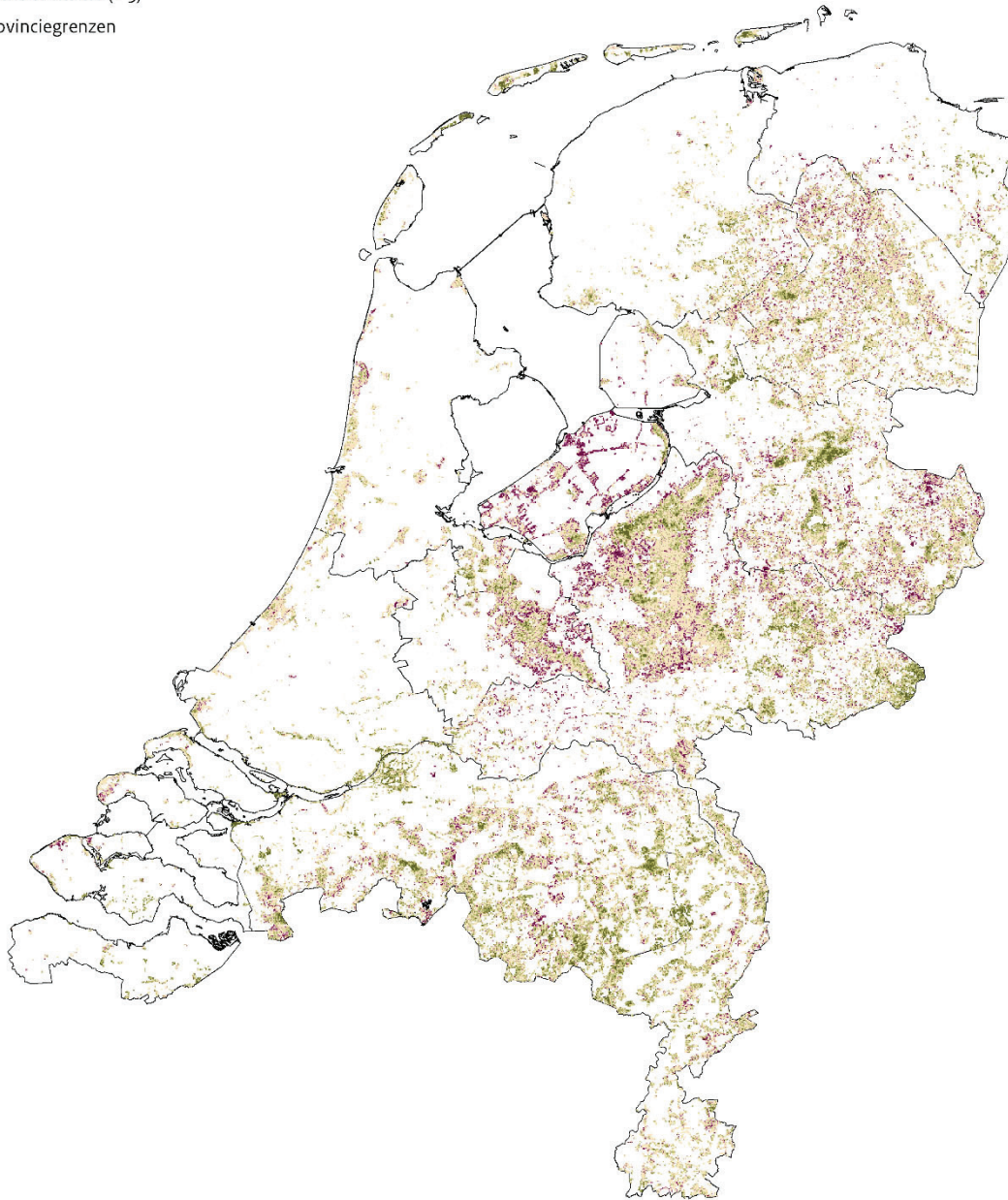
Aantal unieke SNL vogels in bos



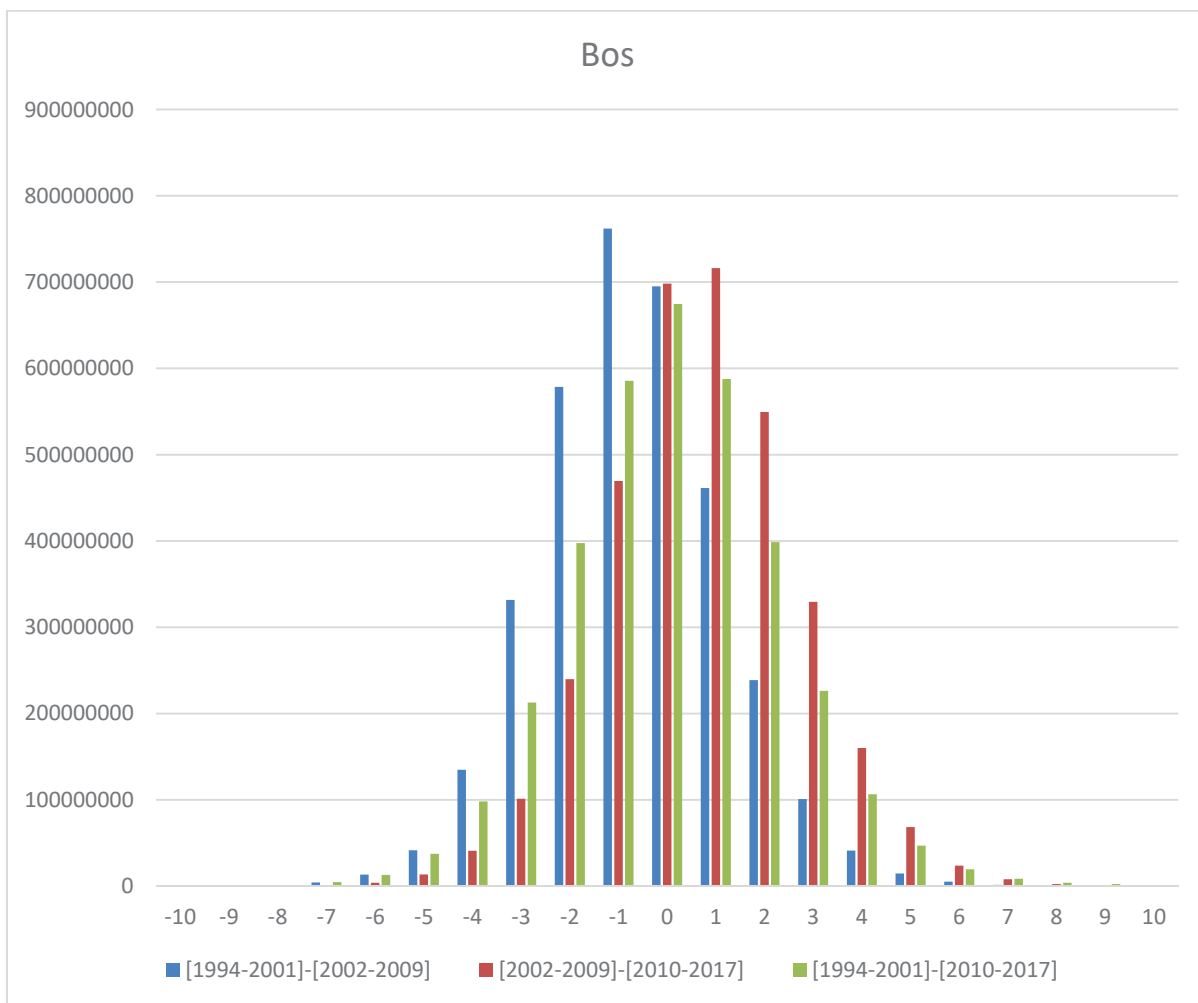
Aantal unieke SNL-vogelsoorten in bos

Trend SNL unieke vogels in bos

- sterke afname (< -3)
- afname (< -1 - -3)
- stabiel (-1 - 1)
- toename (>1 - 3)
- sterke toename (> 3)
- provinciegrenzen



Verandering in de soortenrijkdom van SNL-soorten in bossen in de afgelopen 10 jaar



Veranderingen in de soortenrijkdom per 250m-cel voor drie tijdperioden

Gemiddelde verschilwaarde 1994-2009: -0.75

Gemiddelde verschilwaarde 2002-2017: 0.83

Gemiddelde verschilwaarde 1994-2017: 0.05

De meest soortenrijke bossen zijn te vinden op de Veluwe, Oost- en in NO-Nederland. Op de Veluwe en in Oost-Nederland gaat het hierbij overwegend om oudere bosgroeiplaatsen, maar dit geldt niet voor Drenthe.

Over de gehele periode 1994-2017 bezien, is het gemiddeld aantal soorten per cel niet wezenlijk veranderd. Wel zijn er duidelijke gebieden aan te wijzen waar zich belangrijke wijzigingen hebben voorgedaan. Een van de meest opvallende zijn de Flevopolders: het massaal verdwijnen van de oude, structuurrijke populierenbossen laat zijn sporen na in de bosvogelwereld. In Zuid-Nederland daarentegen overheerst nog steeds een toename van de soortenrijkdom: hoewel de Drentse en Brabantse bossen ongeveer even oud zijn, lijkt het erop dat de Drentse bossen toch sneller gekoloniseerd zijn door karakteristieke bosvogels zoals Appelvink, Kleine Bonte Specht en Glanskop: de laatste ontbreekt zelfs nog steeds in Brabant.

3.4.2 (Half)natuurlijk grasland

Aantal unieke SNL vogels in (half)natuurlijk grasland

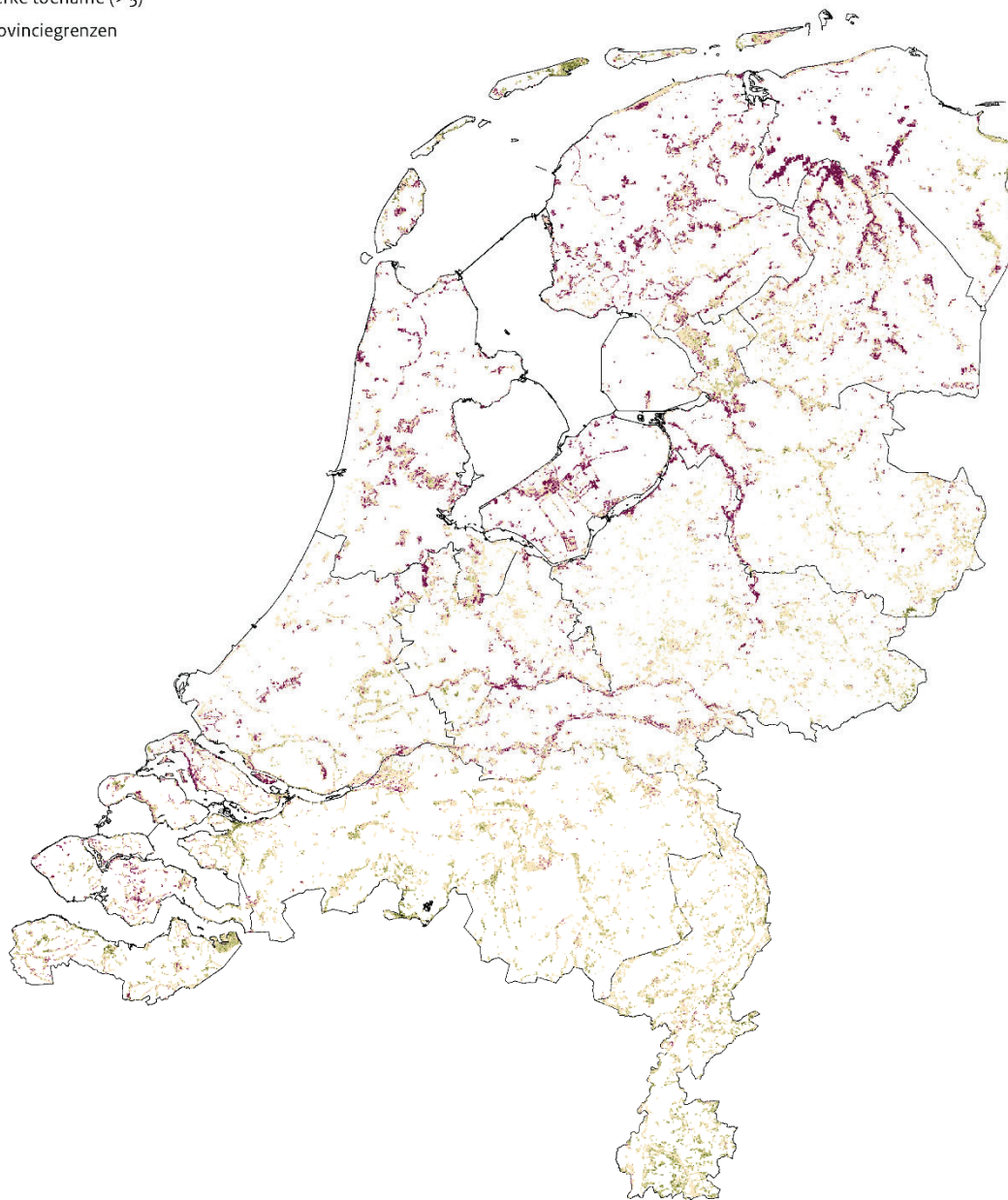
- 1 - 2
- 3 - 4
- 5 - 6
- 7 - 18
- provinciegrenzen



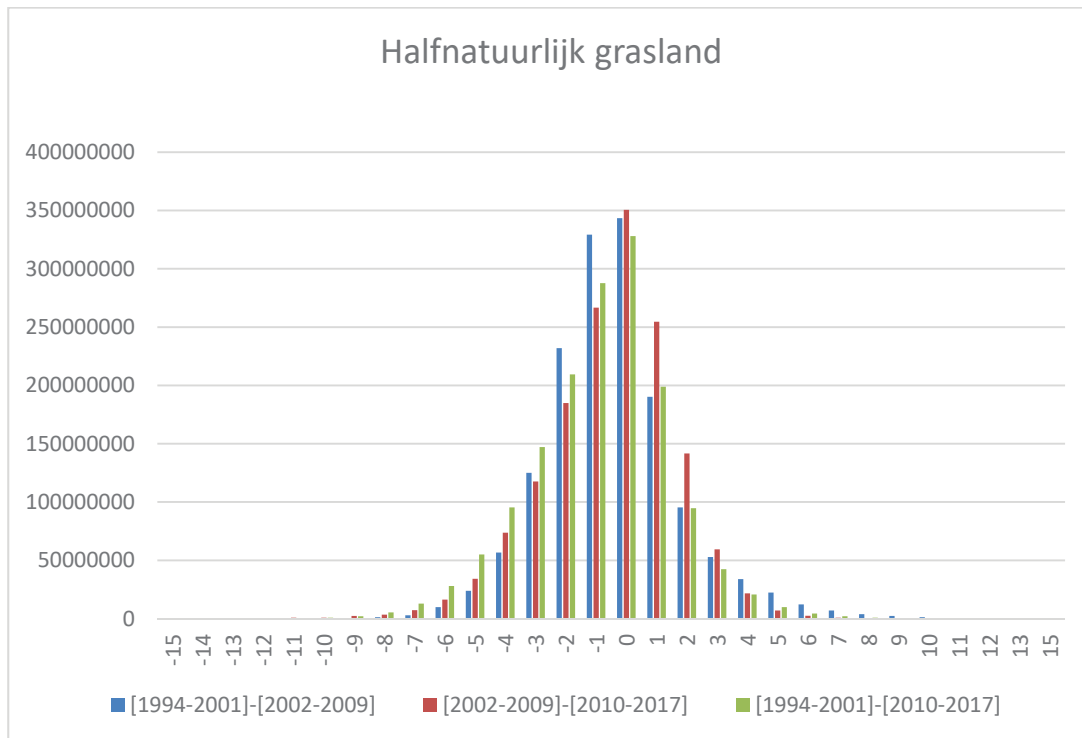
Aantal unieke SNL-vogelsoorten in (half)natuurlijk grasland

Trend SNL unieke vogels in (half)natuurlijk grasland

- sterke afname (< -3)
- afname (< -1 - -3)
- stabiel (-1 - 1)
- toename (>1 - 3)
- sterke toename (> 3)
- provinciegrenzen



Veranderingen in de SNL-soortenrijkdom in (half)natuurlijk grasland



Veranderingen in de soortenrijkdom van (half)natuurlijke graslanden per 250m-cel voor drie tijdperiodes

Gemiddelde verschilwaarde 1994-2009: -1.26

Gemiddelde verschilwaarde 2002-2017: -0.91

Gemiddelde verschilwaarde 1994-2017: -2.01

De meest soortenrijke (half)natuurlijke graslanden zijn te vinden in de laagveengebieden van Nederland. De kwelders en gorzen in de Waddenzee en Delta springen er ook in positieve zin uit. Vrijwel overal in Nederland is sprake van een afname van de soortenrijkdom. Het gaat hierbij in het bijzonder om de karakteristieke soorten van 'akker- en weide'-vogels. Bij soorten die een toename laten zien gaat het voornamelijk om struweelvogels. Hoewel de hogere delen er in dat opzicht gunstiger uit lijken te komen is dat schijn: omdat de soortenrijkdom al lager was in 1990, kunnen daar ook minder soorten verdwijnen. De kwelders hebben hun soortenrijkdom aardig weten vast te houden en laten zelfs hier en daar een toename zien. De lokale toenames in Zuid-Nederland hebben overwegend te maken met populatieherstel van de Roodborsttapuit.

3.4.3 Heide

Aantal unieke SNL vogels in heide

■ 1 - 2

■ 3

■ 4

■ 5 - 10

□ provinciegrenzen



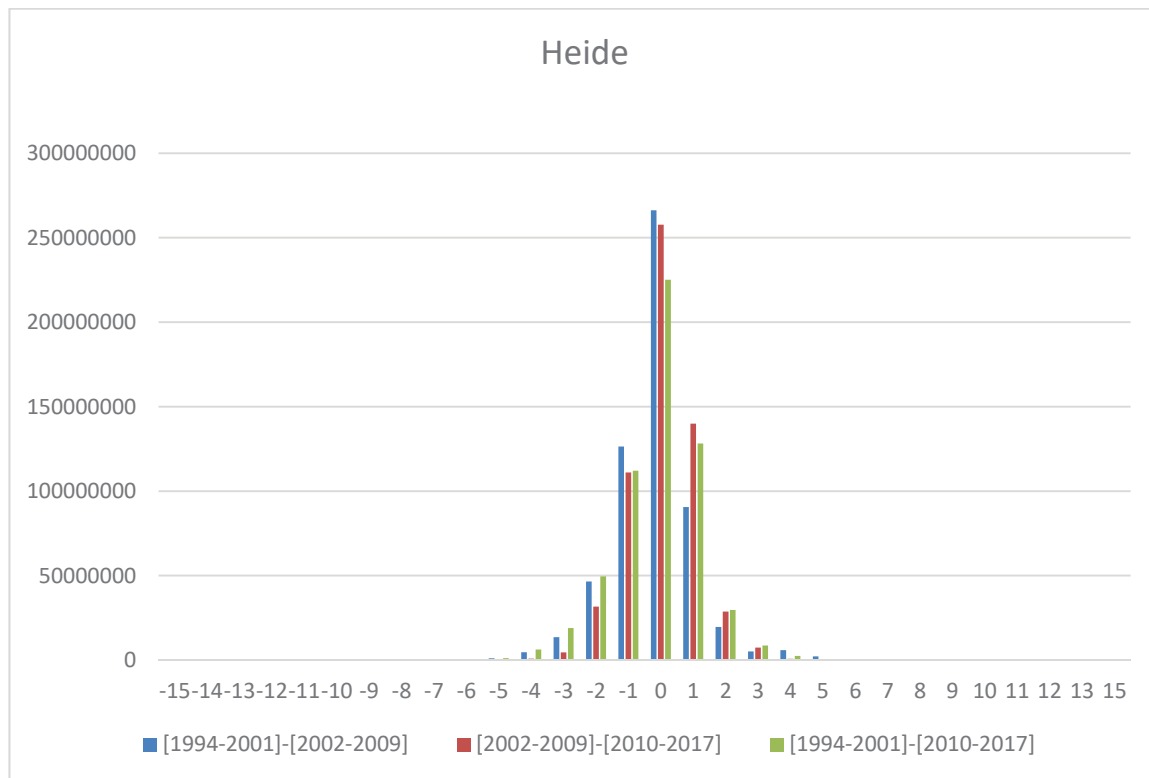
Aantal unieke SNL-vogelsoorten in heide

Trend SNL unieke vogels in heide

- sterke afname (< -3)
- afname (< -1 - -3)
- stabiel (-1 - 1)
- toename (>1 - 3)
- sterke toename (> 3)
- provinciegrenzen



Verandering in de SNL-soortenrijkdom in heideterreinen



Veranderingen in de soortenrijkdom van heideterreinen per 250m-cel voor drie tijdperioden

Gemiddelde verschilwaarde 1994-2009: -0.90

Gemiddelde verschilwaarde 2002-2017: -0.05

Gemiddelde verschilwaarde 1994-2017: -0.95

De meest soortenrijke heideterreinen zijn, zoals bekend, te vinden in noordoost-Nederland. De oorzaak hiervan is een combinatie van gunstiger klimaat, betere milieukwaliteit en veelal rijkere bodemomstandigheden door de aanwezigheid van keileem. De veengebieden in de grensregio van Brabant en Limburg springen er echter ook in positieve zin uit. Over de gehele periode laten bijna alle heideterreinen een afname in de soortenrijkdom zien. Hoewel de afname in zuidelijk Nederland geringer lijkt, moet bedacht worden dat in deze gebieden sowieso al minder soorten voorkwamen de absolute afname daardoor al snel veel geringer is. De geringe toename in een aantal heideterreinen komt door modelonvolkomenheden bij één soort, de Veldleeuwerik en is niet reëel.

3.4.4 Moeras

Aantal unieke SNL vogels in moeras

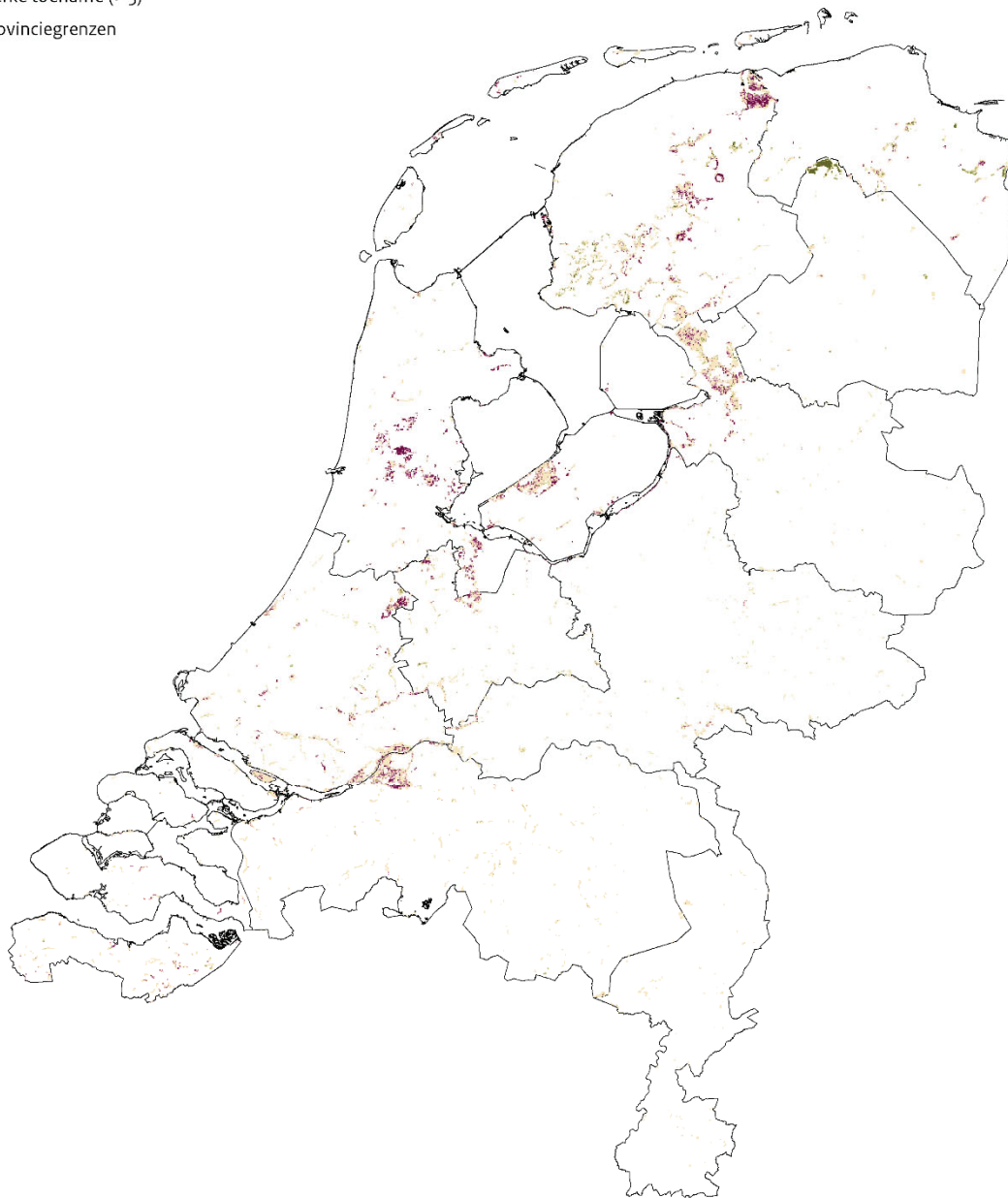
- 1 - 2
- 3 - 5
- 6 - 7
- 8 - 12
- provinciegrenzen



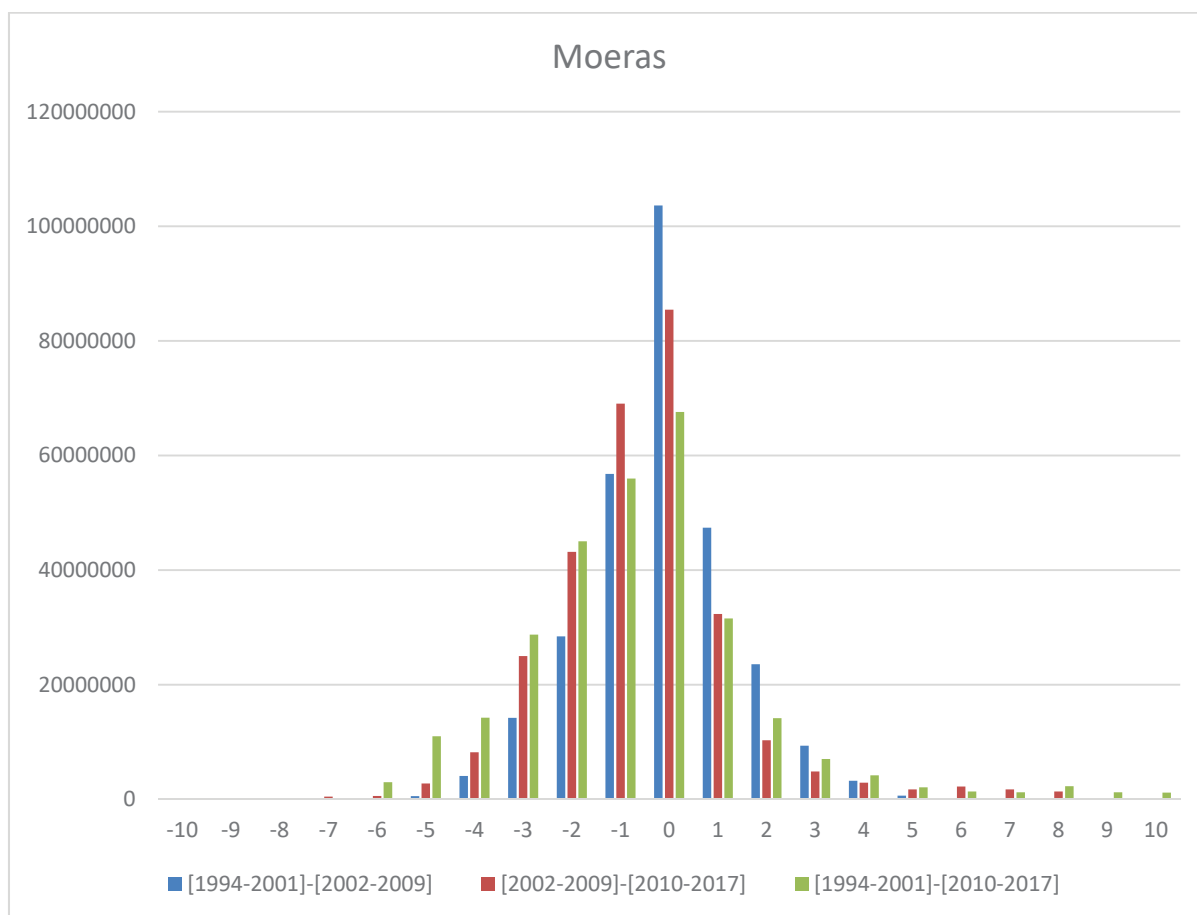
Aantal unieke SNL-vogelsoorten in moeras

Trend SNL unieke vogels in moeras

- sterke afname (< -3)
- afname (< -1 - -3)
- stabiel (-1 - 1)
- toename (>1 - 3)
- sterke toename (> 3)
- provinciegrenzen



Verandering in de soortenrijkdom aan SNL-soorten in moerassen



Veranderingen in de soortenrijkdom van moerassen per 250m-cel voor drie tijdperioden

Gemiddelde verschilwaarde 1994-2009: 0.24

Gemiddelde verschilwaarde 2002-2017: -1.09

Gemiddelde verschilwaarde 1994-2017: -0.83

De meest soortenrijke grotere moerasgebieden zijn te vinden in de Flevopolder (Oostvaardersplassen), Lauwersmeer en Onlanden bij Groningen. Gezien hun omvang scoren de moerasgebieden in NW-Overijssel (Weerribben, Wieden) overwegend mager op dit punt. De Hollandse laagveenmoerassen en de Biesbosch zijn uitgesproken soortenarm. Wat betreft de nog steeds overwegend negatieve trends is er één gebied wat er in positieve zin uitspringt: de Onlanden. Voor vrijwel alle andere moerasgebieden geldt waarschijnlijk dat er serieuze problemen zijn te aanzien van waterkwaliteit, golfslag, verdroging en verstruweling en ganzenvraat.

3.4.5 Open duin

Aantal unieke SNL vogels in open duin

1 - 3

4 - 6

7 - 9

10 - 20

□ provinciegrenzen



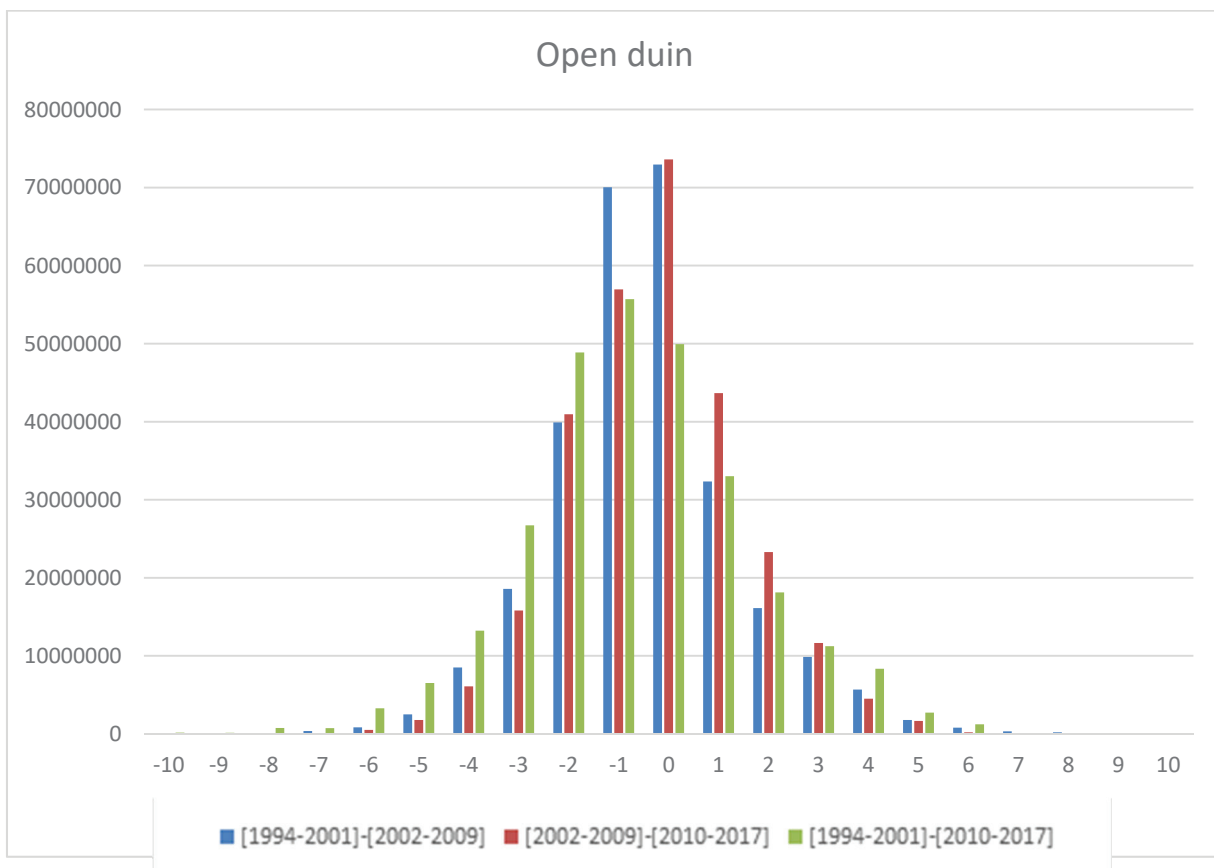
Aantal unieke SNL-broedvogelsoorten in open duin

Trend SNL unieke vogels in open duin

- sterke afname (< -3)
- afname (< -1 - -3)
- stabiel (-1 - 1)
- toename (>1 - 3)
- sterke toename (> 3)
- provinciegrenzen



Verandering in het aantal SNL-broedvogelsoorten in open duin



Veranderingen in de soortenrijkdom van open duin per 250m-cel voor drie tijdperioden

Gemiddelde verschilwaarde 1994-2009: -0.91

Gemiddelde verschilwaarde 2002-2017: -0.47

Gemiddelde verschilwaarde 1994-2017: -1.21

De duinen van Wadden steken wat betreft soortenrijkdom met kop en schouders uit boven de vastelandsduinen. In die laatste type duinen zijn bijna alle bodembroeders zoals Wulp en Veldleeuwerik verdwenen door een combinatie van verstruweling (onder andere door afname konijn), toename van predatie door onder meer vos en toegenomen recreatie. De duinen op de Wadden zijn veelal beter van kwaliteit en er is geen predatie van vos. Ook de trend in het aantal soorten is gunstiger op de Wadden. De situatie in de afgelopen tien jaar lijkt echter wel weer wat verbeterd te zijn ten opzichte van de jaren 90, maar er is nog steeds sprake van een gemiddelde afname. De lokale toename in de vastelandsduinen is echter veelal niet het gevolg van bodembroeders, maar van soorten als Sprinkhaanzanger en Roodborsttapuit die meer aan lage struwelen zijn gebonden.

3.5 Resultaten Vogelrichtlijnsoorten

In deze paragraaf worden de resultaten voor alle vogelsoorten van Annex I van Vogelrichtlijnsoorten besproken. Eerst wordt eerst een kaart getoond met de soortenrijkdom aan broedvogelsoorten per 250x250 meter cel in de periode 2010-2017 en vervolgens worden de veranderingen in de soortenrijkdom ten opzichte van 2002-2009 getoond.

Aantal VHR vogels (2010-2017)

- 1
- 2 - 3
- 4 - 6
- 7 - 48
- provinciegrenzen



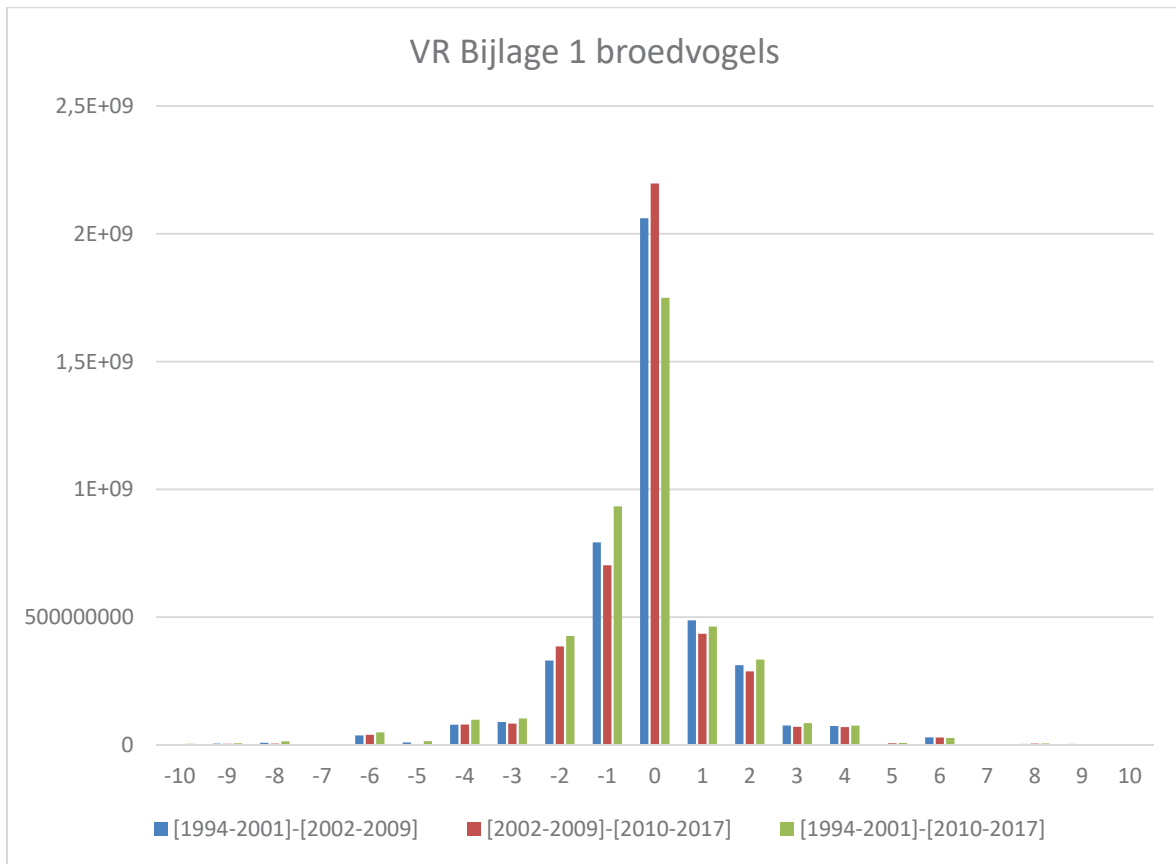
Soortenrijkdom Annex I Vogelrichtlijnsoorten per 250x250m cel (alleen natuurgebieden)

Trend VHR vogels (2010-2017 t.o.v. 2002-2009)

- sterke afname (< -3)
- afname (< -1 - -3)
- stabiel (-1 - 1)
- toename (>1 - 3)
- sterke toename (> 3)
- provinciegrenzen



Verandering in het aantal Annex I Vogelrichtlijnsoorten per 250m-cel



Veranderingen in de soortenrijkdom van Annex I Vogelrichtlijnsoorten per 250m-cel voor drie tijdperioden.

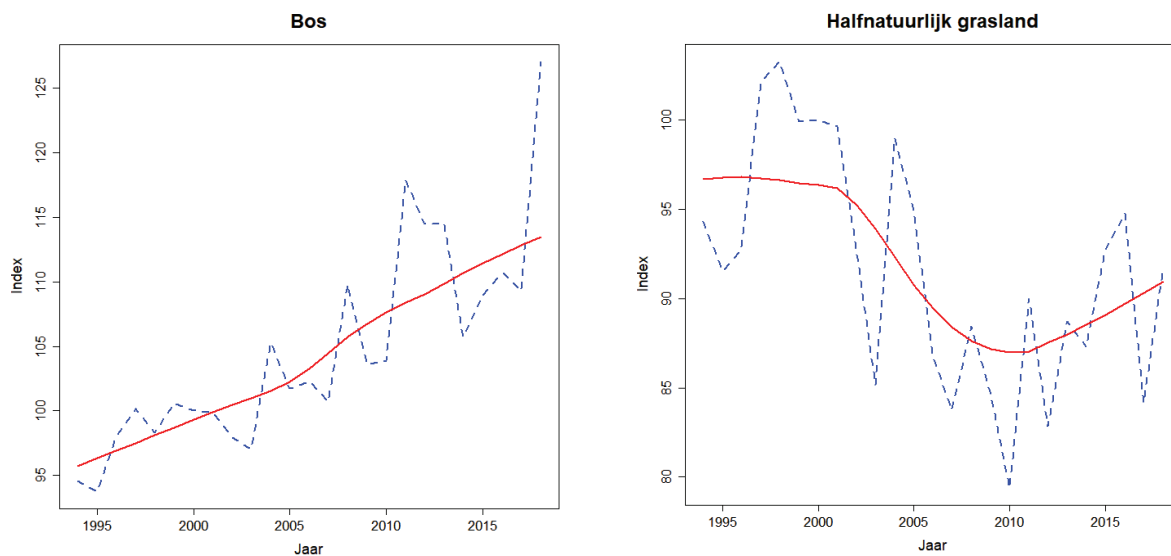
Het zal geen verbazing wekken dat de soortenrijkste cellen te vinden zijn in de Vogelrichtlijngebieden. Met name de open natuurgebieden en moerassen springen er positieve zin uit. De vastelandsduinen blijken echter opvallend arm aan VR-soorten te zijn. Over alle perioden is de gemiddelde verandering in soortenrijkdom negatief. Er zijn geen duidelijke regio's of habitats aan te geven waar sprake is van een structureel negatieve of positieve trend. De duinen van Wadden, beek- en rivierdalen laten echter een overwegend positieve trend zien, de meeste moerasgebieden een negatieve.

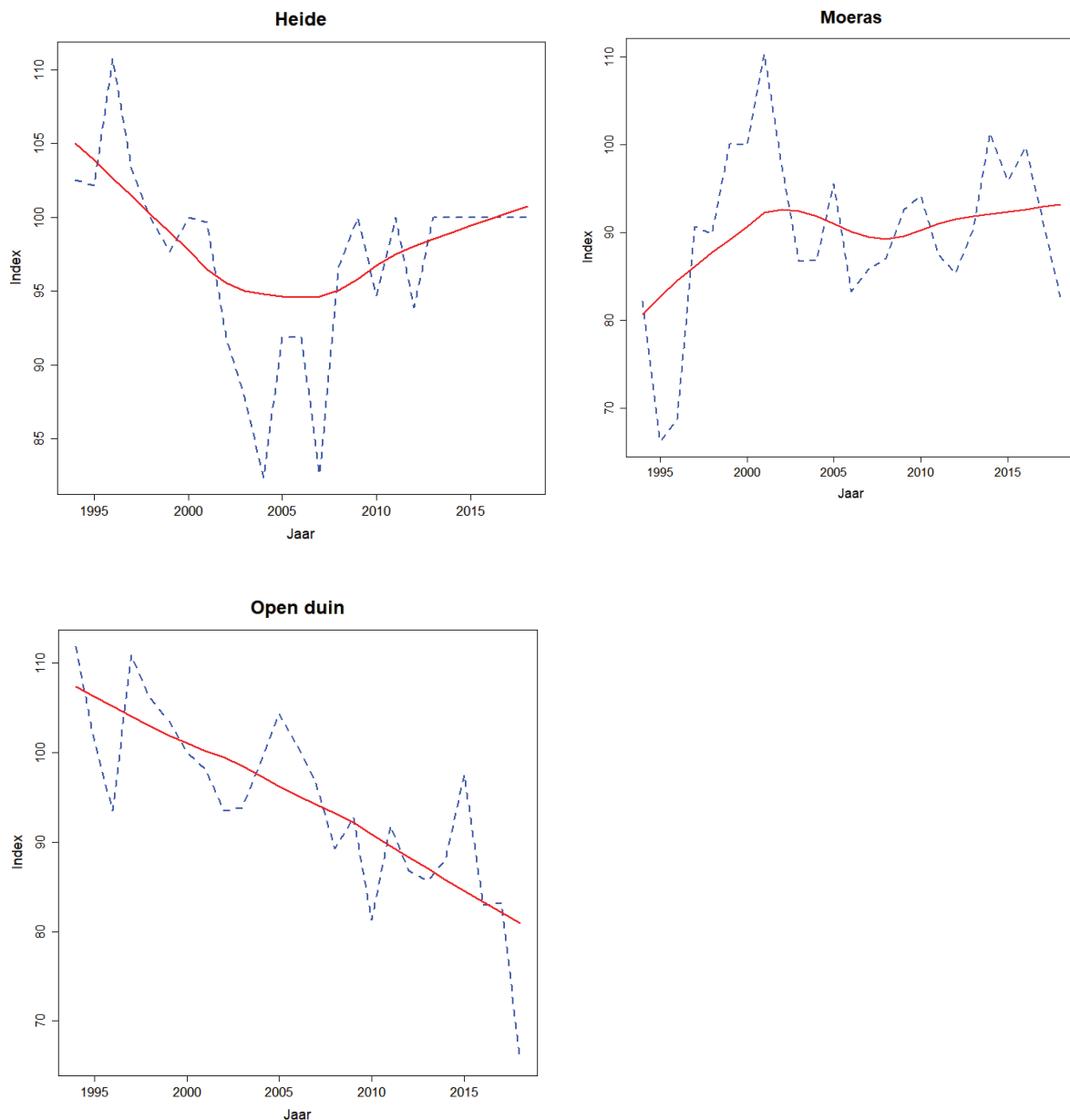
3.6 Vergelijking verandering in soortenrijkdom met aantalstrends

De hiervoor beschreven ontwikkelingen zijn gebaseerd op de veranderingen in de *soortenrijkdom* per 250m-cel. Met de gegevens van de Sovon-meetnetten kunnen ook veranderingen in aantallen worden berekend (daar zijn de meetnetten ook specifiek op ingericht), maar alleen op een veel globaler detailniveau. Om een inzicht te krijgen in de betekenis en robuustheid in de berekende veranderingen in soortenrijkdom is voor alle SNL-soorten ook de trend in aantallen per ecosysteem berekend. Hiervoor is eerst bepaald in welke proefvlakken ten minste 25 ha (bos 15 ha) van dat ecosysteem aanwezig was. Vervolgens is de trend in aantallen in deze proefvlakken berekend.

Deze trends per soort zijn vervolgens gecombineerd tot trends per ecosysteem. Hiervoor is de mediaan bepaald van de log-waarde van de indices en vervolgens weer als een index weergegeven. Het gebruiken van de mediaan voorkomt dat één enkele soort die extreem is toe- of afgenomen de ecosystemetrend sterk kan beïnvloeden.

Figuur 3.2 toont de gecombineerde trends. De jaarindexen zijn weergegeven als een blauwe stippellijn en de trend als een rode doorgetrokken lijn. Binnen een ecosysteem zijn er over het algemeen sterke verschillen in de aantalstrends tussen de soorten. Zo wordt de golf in de trendlijn van halfnatuurlijk grasland veroorzaakt door een afname van weidevogels over de gehele periode en een sterke toename van struweelvogels sinds 2010.





Figuur 3.2. Ecosysteemtrends van de aantallen broedparen van de SNL-soorten per ecosysteem.

Over het algemeen vertonen de ecosysteemtrends een redelijk tot goede overeenkomst met de veranderingen in soortenrijkdom. Het grootste verschil is te zien in de bossen: de soortenrijkdom is daar over de periode 1994-2017 ongeveer gelijk gebleven, terwijl de trend in aantallen een continue stijging laat zien. Dit komt waarschijnlijk door de sterk dichotome ontwikkeling van de Nederlandse bosvogels: in de overwegend oudere bosgebieden in Midden-Nederland vertonen veel bosvogels een afname, terwijl in de overwegend jongere bosgebieden de meeste soorten een (sterke) toename laten, zowel in aantallen als verspreiding.

Ook de aantalstrends van moerasvogels is gunstiger dan de verspreidingstrend. Het lijkt erop dat moerasvogels in veel moerasgebieden verdwijnen, terwijl de aantallen in een beperkt aantal gebieden toenemen. Voorbeelden hiervan zijn Snor en Bruine Kiekendief, die landelijk toenemen en licht

afnemen, maar in steeds minder moerassen broeden. De meeste kolonievogels nemen ook toe, maar die komen maar die broeden maar op een beperkt aantal locaties en hebben dus weinig invloed op de verspreidingstrend.

Literatuur

- BIVAND R.S., PEBESMA E.J. & GÓMEZ-RUBIO V. 2008. Applied Spatial Data Analysis with R. Springer, New York.
- DIAMOND J.M. & MAY R.M. 1977. Species turnover rates on islands: dependence on census interval. *SCIENCE* 197:266-270.
- DIJKSTRA H. & VAN LITH-KRANENDONK J. 2000. Schaalkenmerken van het landschap in Nederland. Alterra, Wageningen.
- DRAY S., PÉLISSIER R., COUTERON P., FORTIN M.-J., LEGENDRE P., PERES-NETO P.R., BELLIER E., BIVAND R., BLANCHET F.G., DE CÁCERES M., DUFOUR A.-B., HEEGAARD E., JOMBART T., MUNOZ F., OKSANEN J., THIOULOUSE & WAGNER H.H. 2012. Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. *Ecological Monographs* 82:257-275.
- Elith, J. and C. H. Graham. 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32:66-77.
- ELITH J., LEATHWICK J.R. & HASTIE T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 2008, 77:802–813.
- ENS B.J., AARTS B., HALLMANN C., OOSTERBEEK K., SIERDSEMA H., SLATERUS R., TROOST G., VAN TURNHOUT C., WIERSMA P. & VAN WINDEN E. 2011. Scholeksters in de knel: onderzoek naar de oorzaken van de dramatische achteruitgang van de Scholekster in Nederland. SOVON-Onderzoeksrapport 2011/13. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- ENS B.J., AARTS B., OOSTERBEEK K., ROODBERGEN M., SIERDSEMA H., SLATERUS R. & TEUNISSEN W. 2009. Onderzoek naar de oorzaken van de dramatische achteruitgang van de Scholekster in Nederland. *Limosa* 89:83-92.
- ENS B.J., BERREVOETS C.M., BRUINZEEL L., BULT T., HAANSTRA L., HULSCHER J.B., KOKS B., VAN DE POL M., RAPPOLDT C., TEUNISSEN W.A. & VERHULST S. 2003. Synthese: wat veroorzaakt de huidige achteruitgang van Scholeksters in Nederland? *Limosa* 76:34-38.
- FRIEDMAN J.H. & MEULMAN J.J. 2003. Multiple additive regression trees with application in epidemiology. *Statistics in Medicine* 22:1365–1381.
- GIRAUDOUX P. 2012. pgirmess: Data analysis in ecology. R package version 1.5.4. URL <http://CRAN.R-project.org/package=pgirmess>.
- GUERRERO I., MORALES M.B., OÑATE J.J., GEIGER F., BERENDSE F., DE SNOO G., EGGERS S., PÄRT T., BENGTTSSON J., CLEMENT L.W., WEISSER W.W., OLSZEWSKI A., CERYNGIER P., HAWRO V., LIIRA J., AAVIK T., FISCHER C., FLOEHRE A., THIES C. & TSCHARNTKE T. 2012. Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: Landscape and field level management factors. *Biological Conservation* 152:74-80.
- HALLMANN C. & SIERDSEMA H. 2012. TRIMmaps: a R package for the analysis of species abundance and distribution data. Manual, Sovon Vogelonderzoek Nederland.
- Hapfelmeier, A., T. Hothorn, K. Ulm, and C. Strobl. 2014. A new variable importance measure for random forests with missing data. *Statistics and Computing* 24:21-34.
- HAWKINS B.A. 2012. Eight (and a half) deadly sins of spatial analysis. *Journal of Biogeography* 39:1-9
- HULSCHER J.B. & VERHULST S. 2003. Opkomst en neergang van de Scholekster *Haematopus ostralegus* in Friesland in 1966-2000. *Limosa* 76:11-22.

Kampichler, C., C. Hallmann, and H. Sierdsema. 2019. SDMaps: an R package for the analysis of species abundance and distribution data. Extended Manual. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

KLEIJN D., BERENDSE F., SMIT R. & GILISSEN N. 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413:723-725.

KLEIJN D., BERENDSE F., SMIT R., GILISSEN N., SMIT J., BRAK B. & GROENEVELD R. 2004. Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in The Netherlands. *Conservation Biology* 18, 775-786.

KLEIJN D. 2013. De effectiviteit van Agrarisch Natuurbeheer. Rapport voor RLI, 23 bladzijden. Alterra, Wageningen.

LIPS M. 2011. Detection of grassland management intensity using satellite imagery to support the meadow bird protection. Thesis Report GIRS-2011-21. WUR, Wageningen.

LNV 1990. Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Den Haag.

MEEUWSEN H.A.M. & JOCHEM R. 2011. Openheid van het landschap; Berekeningen met het model ViewScape. WOt-werkdocument 281. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.

NEWTON I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146:579-600.

R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Wenen, Oostenrijk. URL <http://www.R-project.org/>.

RIDGEWAY G. 2012. gbm: Generalized Boosted Regression Models. R package version 1.6-3.2. URL <http://CRAN.R-project.org/package=gbm>.

SCHOTMAN A.G.M., KIERS M.A. & MELMAN T.C.P. 2007. Onderbouwing Grutto-geschiktheidkaart; Ten behoeve van Grutto-mozaïkmodel en voor identificatie van weidevogelgebieden in Nederland. Alterra, Wageningen.

TEUNISSEN W.A., ALTENBURG W. & SIERDSEMA H. 2005. Toelichting op de Gruttokaart van Nederland 2004. SOVON Vogelonderzoek Nederland & Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv., Beek-Ubbergen.

TEUNISSEN W.A., VAN PAASSEN A., NIENHUIS J. & SIERDSEMA H. 2013. Weidevogelbalans 2013. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

TEUNISSEN W.A., SCHOTMAN A.G.M., BRUINZEEL L.W., TEN HOLT H., OOSTERVELD E.O., SIERDSEMA H., WYMENGA E. & MELMAN T.C.P. 2012. Op naar kerngebieden voor weidevogels in Nederland. Werkdocument met randvoorwaarden en handreiking. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2344. Nijmegen Sovon Vogelonderzoek Nederland, Sovon-rapport 2012/21, Feanwâlden, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, A&W- rapport 1799. 144 blz.; 63 fig.; 22tab.; 76 ref

VAN 'T VEER R., SIERDSEMA H., MUSTERS C.J.M., GROEN N. & TEUNISSEN W. 2008. Weidevogels op landschapsschaal, ruimtelijke en temporele veranderingen. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit; directie kennis Ede.

WILLEMS F, BREEUWER A, FOPPEN R, TEUNISSEN W, SCHEKKERMAN H, GOEDHART P, KLEIJN D, BERENDSE F. 2004. Evaluatie Agrarisch Natuurbeheer: effecten op weidevogeldichtheden. Sovon Onderzoekrapport 2004/02. Sovon, Beek-Ubbergen.

Bijlage 1: Overzicht van doelsoorten van SNL

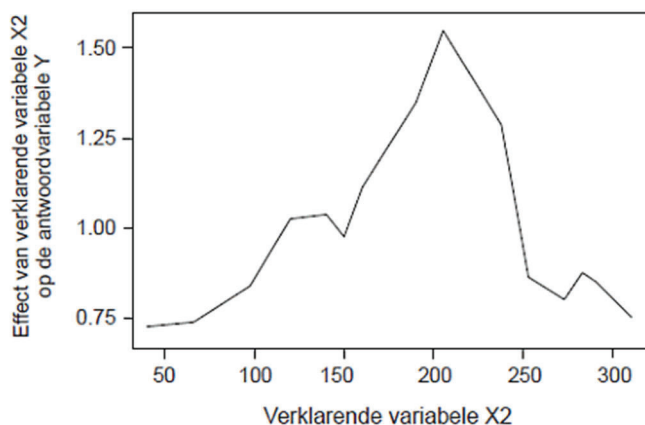
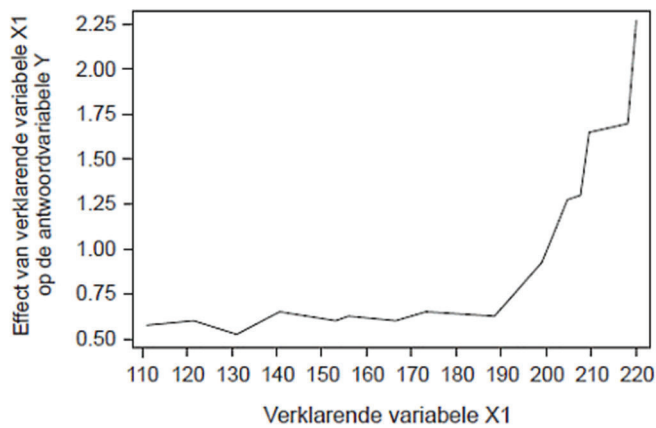
Kolonievogels zijn gemarkeerd met ‘*’

Dodaars	Kwartel	Grote Gele Kwikstaart
Kuifduiker	Waterral	Nachtegaal
Geoorde Fuut	Porseleinhoen	Blauwborst
Aalscholver*	Klein Waterhoen	Gekraagde Roodstaart
Roerdomp	Kleinst Waterhoen	Paapje
Woudaap	Kwartelkoning	Roodborsttapuit
Kwak	Kraanvogel	Tapuit
Kleine Zilverreiger*	Scholekster	Zanglijster
Grote Zilverreiger*	Kluut	Cetti's Zanger
Purperreiger*	Griel	Sprinkhaanzanger
Lepelaar*	Kleine Plevier	Snor
Kleine Zwaan	Bontbekplevier	Rietzanger
Wilde Zwaan	Strandplevier	Bosrietzanger
Taigarietgans	Goudplevier	Grote Karekiet
Toendrarietgans	Kemphaan	Spotvogel
Kleine Rietgans	Watersnip	Braamsluiper
Kolgans	Grutto	Grasmus
Dwerggans	Wulp	Fluiter
Grauwe Gans	Tureluur	Vuurgoudhaan
Brandgans	Zwartkopmeeuw*	Grauwe Vliegenvanger
rotgans	Dwergmeeuw	Bonte Vliegenvanger
Bergeend	Kleine Mantelmeeuw*	Baardman
Smient	Grote Stern*	Glanskop
Krakeend	Visdief*	Matkop
Wintertaling	Noordse Stern*	Boomklever
Pijlstaart	Dwergstern*	Boomkruiper
Zomertaling	Zwarte Stern(*)	Buidelmees
Slobeend	Steenuil	Wielewaal
Krooneend	Velduil	Grauwe Klauwier
Kuifeend	Nachtzwaluw	Klapekster
Topper	IJsvogel	Roodkopklauwier
Eider	Hop	Raaf
Nonnetje	Draaihals	Keep
Middelste Zaagbek	Groene Specht	Europese Kanarie
Wespendief	Zwarte Specht	Groenling
Rode Wouw	Grote Bonte Specht	Putter
Zeearend	Middelste Bonte Specht	Sijs
Bruine Kiekendief	Kleine Bonte Specht	Kneu
Blauwe Kiekendief	Kuifleeuwerik	Kleine Barmsijs
Grauwe Kiekendief	Boomleeuwerik	Goudvink
Havik	Veldleeuwerik	Appelvink
Buizerd	Oeverzwaluw*	Geelgors
Visarend	Duinpieper	Ortolaan
Torenvalk	Boompieper	Grauwe Gors
Korhoen	Graspieper	
Patrijs	Gele Kwikstaart	

Bijlage 2. Voorbeeld van een partial dependence plot

Partial dependence plots tonen het effect van een verklarende variabele op de responsvariabele, rekening houdend met de gemiddelde effecten van alle andere verklarende variabelen in het model. Op de y-as van de grafiek staat niet de afhankelijke variabele, maar de mate waarin de omgevingsvariabele van invloed is op veranderingen in de afhankelijke variabele ofwel in andere woorden, het relatieve belang. Hoe groter het verschil is tussen minimum waarde en de maximum waarde op de y-as (de ‘amplitude’), hoe groter het relatieve belang van deze variabele is.

Dit is een voorbeeld met fictieve waarden om te helpen bij lezen en interpreteren van de *partial dependence plots* in het rapport.



Als alle anderen verklarende variabelen behalve variabele X1 gemiddelde waarden hebben, dan kan de afhankelijke variabele Y afhankelijk van de waarden van X1 waarden tussen 0.5 en 2.5 aannemen (bovenste figuur). Als X1 lager is dan 190, is ook Y laag, maar blijft constant op 0.5 ongeacht of X1 nu 110 of 190 is. Als X1 hoger is dan 190, is er een meer of minder lineaire verband tussen X1 en Y, en bij de maximale waarde van X1 bereikt ook Y de hoogst mogelijke waarden.

Y heeft een andere amplitude als X2 mag variëren en alle anderen verklarende variabelen en constante gemiddelde waarde hebben (onderste figuur). X2 heeft minder invloed op de waarden van Y dan X1

(kleiner amplitude) en de verband tussen X_2 en Y heeft een ander vorm (gemiddelde waarden van X_2 veroorzaken de hoogste waarden van Y).

Bijlage 3. Soorten per ecosysteemtype

Bos

NACHTEGAAL
SPRINKHAANZANGER
SPOTVOGEL
PUTTER
KNEU
GEELGORS
WOUDAAP
KWAK
WESPENDIEF
HAVIK
GROENE SPECHT
ZWARTE SPECHT
GROTE BONTE SPECHT
MIDDELSTE BONTE SPECHT
KLEINE BONTE SPECHT
BOOMLEEUWERIK
BOOMPIEPER
BLAUWBORST
GEKRAAGDE ROODSTAART
ZANGLIJSTER
CETTI'S ZANGER
FLUITER
VUURGOUDHAAN
GRAUWE VLIEGENVANGER
MATKOP
BOOMKLEVER
BOOMKRUIPER
BUIDELMEES
WIELEWAAL
RAAF
KEEP
GROENLING
SIJS
KLEINE BARMSIJS
APPELVINK

Halfnatuurlijk grasland

LEPELAAR
BERGEEND
KRAKEEND
WINTERTALING
ZOMERTALING
SLOBEEND
KUIFEEND
BLAUWE KIEKENDIEF
GRAUWE KIEKENDIEF
PATRIJS
KWARTEL
KWARTELKONING

SCHOLEKSTER
KLUUT
KLEINE PLEVIER
KEMPHAAN
WATERSNIP
GRUTTO
WULP
TURELUUR
VISDIEF
VELDLEEUWERIK
GRASPIEPER
GELE KWIKSTAART
NACHTEGAAL
PAAPJE
ROOBBORSTTAPUIT
SPRINKHAANZANGER
BOSRIETZANGER
SPOTVOGEL
GRASMUS
GRAUWE KLAUWIER
PUTTER
KNEU
GEELGORS
ORTOLAAN
GRAUWE GORS

Heide

WATERSNIP
WULP
VELDLEEUWERIK
GRASPIEPER
PAAPJE
ROOBBORSTTAPUIT
SPRINKHAANZANGER
GRAUWE KLAUWIER
GEELGORS
GEOORDE FUUT
KORHOEN
KRAANVOGEL
GOUDPLEVIER
DRAAIHALS
BOOMLEEUWERIK
DUINPIEPER
BLAUWBORST
TAPUIT
KLAPEKSTER

Moeras

LEPELAAR
BLAUWE KIEKENDIEF

SPRINKHAANZANGER
ROERDOMP
WOUDAAP
KWAK
GROTE ZILVERREIGER
PURPERREIGER
BRUINE KIEKENDIEF
WATERRAL
PORSELEINHOEN
PORZANA PARVA
PORZANA PUSILLA
BLAUWBORST
SNOR
RIETZANGER
GROTE KAREKIET
BAARDMAN
BUIDELMEES

Open duin

BERGEEND
WINTERTALING
BLAUWE KIEKENDIEF
KLUUT
WULP
TURELUUR
VISDIEF
VELDLEEUWERIK
GRASPIEPER
NACHTEGAAL
PAAPJE
ROOBBORSTTAPUIT
SPRINKHAANZANGER
GRAUWE KLAUWIER
KNEU
DODAARS
ROERDOMP
EIDER
BONTBEKPLEVIER
CHARADRIUS ALEXANDRINUS
GROTE STERN
NOORDSE STERN
DWERGSTERN
VELDUIL
BOOMLEEUWERIK
BLAUWBORST
TAPUIT
BRAAMSLUIPER

Bijlage 4. Digitale bijlagen

1 - Model statistics

Tabel met modelstatistieken. Zie paragraaf 2.3 voor een toelichting

2 - Variable importance

- 1) Tabel met het relatief belang van elke variabele in het beschrijven van het voorkomen van de soort. De waarden in kolom 'PercRelImp' tellen op tot 100%.
- 2) Grafieken met het relatief belang van elke variabele in het beschrijven van het voorkomen van de soort.

3 - Partial dependce plots (zes belangrijkste variabelen)

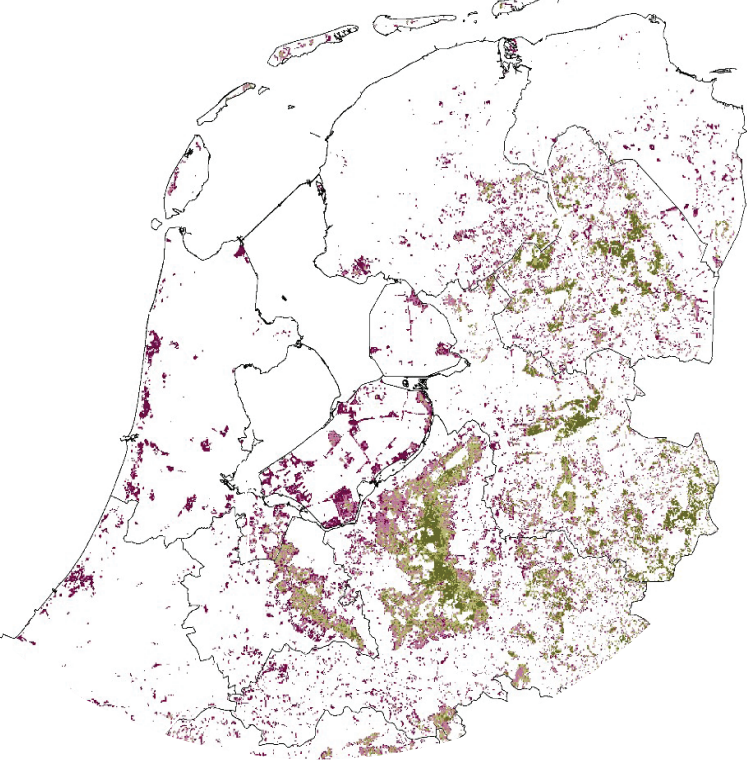
Partial dependence plots van de zes variabelen met het hoogste relatieve belang. Zie bijlage 2 voor een beschrijving.

4 - Trends per soort

Grafieken met de trend in aantallen van de SNL-soorten per ecosysteem. Gebaseerd op broedvogelmonitoringproefvlakken met ten minste 25 ha (bos 15 ha) van dat ecosysteem. Alleen voor intern gebruik.

5 - Indicatoren (mediane trends per ecosysteem)

Mediane aantalstrend per ecosysteem



In opdracht van:



Planbureau voor de Leefomgeving

Sovon Vogelonderzoek Nederland

Postbus 6521
6503 GA Nijmegen
Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen
T (024) 7 410 410

E info@sovon.nl
I www.sovon.nl

