



Staat van de natuur van Caribisch Nederland 2017

Redacteurs: Debrot¹, A.O., Henkens², R.J.H.G., Verweij², P.J.F.M.

Wageningen University &
Research Rapport C086/17

1 Wageningen Marine Research

2 Wageningen Environmental Research

Staat van de natuur van Caribisch Nederland 2017

Een eerste beoordeling van de staat (van instandhouding), bedreigingen en managementimplicaties van habitats en soorten in Caribisch Nederland

Redacteurs): Debrot¹, A.O., Henkens², R.J.H.G., Verweij², P.J.F.M.

Publicatiedatum: 17 november 2018

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Marine Research en Wageningen Environmental Research in opdracht van en gefinancierd door het Ministerie van Economische Zaken, in het kader van het Beleidsondersteunend Onderzoeksthema 'Caribisch Nederland' (BO-11-019.02-060 en BO-11-019.02-062)

Wageningen Marine en Environmental Research Wageningen, november 2018

1 Wageningen Marine Research
2 Wageningen Environmental Research

Debrot, A.O., Henkens, R.J.H.G., Verweij, P.J.F.M. (reds.), 2018. *Staat van de natuur van Caribisch Nederland 2017: Een eerste beoordeling van de staat (van instandhouding), bedreigingen en managementimplicaties van habitats en soorten in Caribisch Nederland*. Wageningen Marine Research Wageningen UR (University & Research centre), Wageningen Marine Research rapport C086/17. 214 blz.

Keywords: staat van instandhouding, natuur, habitats, soorten soortgroepen, Caribisch Nederland.

Opdrachtgever: Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit
T.a.v.: Ir. A. H. M. Schutjes
Postbus 20401
2500 EK Den Haag

BO-11-019.02-060 en BO-11-019.02-062

Dit rapport is twee maanden na publicatie gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/426340>

Wageningen Marine Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

Wageningen Marine Research Wageningen UR is ISO 9001:2008 gecertificeerd.

Foto omslag: Dolfi Debrot

© 2017 Wageningen Marine Research Wageningen UR

Wageningen Marine Research, onderdeel
van Stichting Wageningen Research

KvK nr. 09098104,

IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16.

Code BIC/SWIFT address: RABONL2U

IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

De Directie van Wageningen Marine Research is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen Marine Research opdrachtgever vrijwaart Wageningen Marine Research van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

A_4_3_1 V24

Inhoud

Inhoud	3
Samenvatting	5
Lijst van afkortingen	7
1 Inleiding	9
1.1 Kaders en aanleiding	9
1.2 Beperkingen voor deze rapportage	10
1.3 Termen, begrippen en definities	11
1.4 Dankwoord en Leeswijzer	15
2 Habitats	18
2.1 Overzicht habitats, oppervlakten en kaarten	18
2.2 Tropisch nevel- en regenwoud	26
2.3 Droge tropische bossen	32
2.4 Grotten	39
2.5 Stranden	45
2.6 Mangrovebossen	51
2.7 Zoutpannen en zoutmeren (saliñas)	57
2.8 Zeegrasvelden en zeewiervelden	63
2.9 Koraalriffen	74
2.10 Open zee en diepzee	90
3 Soorten en soortgroepen	98
3.1 Inleiding	98
3.2 Plantensoorten (Bonaire)	99
3.3 Antillenleguaan	105
3.4 Geelvleugelamazone	111
3.5 Caribische flamingo	117
3.6 Sterns	124
3.7 Zeezoogdieren (cetacea en sirenia)	131
3.8 Zeeschildpadden	138
3.9 Grote Kroonslak	149
3.10 Visstand	156

4	Bedreigingen	174
4.1	Inleiding	174
4.2	Loslopende hoefdieren	175
4.3	Invasieve soorten	183
4.4	Klimaat en klimaatverandering	190
5	Hoofdconclusies en -aanbevelingen	199
5.1	Beoordeling landelijk Svl 2017	199
5.2	Handvol bedreigingen bepalend voor ongunstige trend	200
5.3	Kwantiteit en kwaliteit data onvoldoende voor trendbepaling	200
5.4	'Gouden driehoek' kan mogelijk het verschil maken	201
	Bijlage 1. Soorten met specifieke beleidsrelevantie in Caribisch Nederland	205
	Bijlage 2 Eilandsverordening Natuurbeheer Bonaire (A.B. 2008, no. 23)	211

Samenvatting

Sinds de staatkundige herstructurering van het Koninkrijk in 2010, maken de Caribische eilanden van Bonaire, Saba en St. Eustatius als speciale gemeenten formeel deel uit van Nederland. Het Ministerie van Economische Zaken (sinds eind 2017: Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit) heeft daarmee de eindverantwoordelijkheid voor de uitvoering en implementatie van een zevental internationale natuurbeschermingsverdragen voor de eilanden. Deze verantwoordelijkheden houden verplichtingen in en leiden tot verschillende beleidsvragen. Om hieraan invulling te geven wordt eens in de vijf jaar een natuurbeleidsplan opgesteld en wordt er gerapporteerd in het kader van de Convention on Biodiversity (CBD) en het Specially Protected Areas and Wildlife (SPAW) protocol van het Cartagena Verdrag maar er wordt niet gerapporteerd door middel van een "natuurbalans" zoals in Europees Nederland. Voor de evaluatie van het gevoerde natuurbeleid en het opstellen van nieuwe natuurbeleidsplannen is echter rapportage over de staat van de natuur essentieel. Als maat voor de "staat van de natuur" hebben we een methodiek gebruikt die zoveel mogelijk aansluit op de staat van instandhouding (SvI) conform de Habitatrichtlijn (HR).

Caribisch Nederland maakt onderdeel uit van de Caribische "biodiversity hotspot" met een zeer hoge biodiversiteit en hoge menselijke druk. De hoge biodiversiteit uit zich in het voorkomen van zeer veel endemische soorten (soorten met een zeer klein verspreidingsgebied) en de hoge menselijke druk uit zich in veel bedreigde soorten. Caribisch Nederland telt ongeveer 130 endemische soorten en 143 internationaal bedreigde soorten van beleidsrelevantie (bijlage 1).

In deze opdracht wordt door 33 deskundigen en natuurbeheerders gerapporteerd over de SvI van een selecte groep habitats en soorten of soortgroepen (bedreigde, sleutel- en indicator-soorten) waarvoor over voldoende kennis wordt beschikt. Als maat voor de SvI van de natuur hebben we een methodiek gebruikt die zo nauw mogelijk aansluit op de methodiek voor de bepaling van de SvI zoals gehanteerd in de HR. Daarnaast wordt ook een probleemanalyse gegeven van mogelijke oorzaken en aanbevelingen gedaan voor managementoplossingen. Vanwege de structurele achterstand in kennis en monitoring van het grootste deel van de Caribisch Nederlandse biodiversiteit was een kwantitatieve rapportage voor de meeste soorten en soortgroepen niet mogelijk.

Voor Caribisch Nederland onderscheiden wij (van hoog- naar laag gelegen) de volgende habitats: nevelwoud, regenwoud, droge tropische bossen, grotten, stranden, zoutpannen en zoutmeren, mangrove bossen, zeegrasvelden en wierevelden, koraalriffen, open zee en diepzee. Deze habitats zijn niet alleen van belang voor het voortbestaan van de vele soorten die ervan afhankelijk zijn, maar ook voor de mens vanwege de vele ecosysteemdiensten die zij vervullen. In 2013 vertegenwoordigde de economische waarde van ecosysteemdiensten voor Bonaire, Saba en St. Eustatius, respectievelijk 31%, 63% en 24% van het Bruto Binnenlands Product (BBP) van de eilanden. Er is geen rapportage gemaakt over het zoetwaterhabitat daar dit zeer klein is en er zeer weinig over bekend is.

Er wordt ook gerapporteerd over negen geselecteerde soorten (de Antillenleguaan, de Geelvleugelamazone, de Flamingo, vijf sternsoorten en de Kroonslak) en vier soortgroepen (beschermde planten van Bonaire, zeezoogdieren, zeeschildpadden en visbestanden).

Ook rapporteren we over drie van de belangrijkste bedreigingen die brede consequenties hebben voor de natuur. De staat van bepaalde bedreigingen bepaalt in grote mate de staat van de natuur en vertegenwoordigt een ecosysteembenadering in plaats van een individuele "soort-" of "habitatbenadering". Het betreft vaak ook vraagstukken die een unieke managementbenadering nodig hebben. Deze onderwerpen zoals "invasieve soorten", "loslopend vee" en "klimaatverandering" worden als zodanig besproken in dit rapport. "Overbevissing" is een soortgelijk vraagstuk met consequenties voor de natuur, maar is niet apart opgenomen in deze rapportage maar wordt deels wel besproken in onze hoofdstuk over de visstand (3.10).

Op basis van onze analyses concluderen wij dat zonder uitzondering de huidige SvI van de biodiversiteit in Caribisch Nederland beoordeeld moet worden als matig tot zeer ongunstig. Dit geldt zowel voor de habitats als voor de hiervan afhankelijke soorten en/of soortgroepen. Dit contrasteert sterk met het beeld voor de Europese Unie en Europees Nederland, waar de overheden al decennia structureel investeren in natuurbeleid en beheer. Zo vertoonde 16% van de habitattypen en 23% van

de soorten in de EU een gunstige SvI. Van de habitattypen met een ongunstige SvI, vertoonde in de EU in 2013, 33% geen trend en 4% een verbetering (EEA 2015). Vooral Europees Nederland scoort hoog voor het herstel van habitattypen. Daar vertoonden 41% van de habitattypen die ongunstig beoordeeld werden een positieve trend in de rapportageperiode 2007-2012.

De beschikbare data maken voor 2017 een voldoende goede inschatting voor de SvI van de gekozen habitats en soort(groep)en voor Caribisch Nederland mogelijk. Het gaat voornamelijk om data in opeenvolgende jaren waarmee een trend kan worden gevolgd, zoals bijvoorbeeld voor Caribische flamingo's, zeeschildpadden, Geelvleugelamazones en zeegrassen op Bonaire. Ongeveer een kwart van de data is van matige kwaliteit en voor ruim tweederde zijn de data zeer matig. Voor statistische trendanalyses, zoals in Europees Nederland, zijn de meeste data dus ontoereikend. **Om voor de meeste habitats en soorten beter te kunnen begrijpen wat er gaande is en om de managementimplementatie te evalueren zijn goede monitoringsmechanismen nodig, zodat er meer en betere data verzameld kan worden.**

Uit onze evaluatie wordt duidelijk dat de huidige aanpak van bedreigingen niet voortvarend genoeg is, waardoor de overwegend negatieve trends zich naar verwachting zullen voortzetten. Er is geen aanleiding om te veronderstellen dat de snelheid van het biodiversiteitsverlies zal verminderen of stoppen. Hieraan liggen vele bedreigingen ten grondslag, maar de belangrijkste bedreigingen betreffen loslopend vee, invasieve exoten, klimaatverandering en overbevissing. Daarnaast mogen kustontwikkeling, erosie en eutrofiëring door afvalwater niet vergeten worden. De eerste drie (loslopend vee, invasieve exoten en klimaatverandering) zijn in grote mate bepalend voor het feit dat de kwaliteit van ruim 80% van de habitats wordt beoordeeld als matig tot zeer ongunstig. Omdat te weinig tegen de bedreigingen wordt ondernomen is dit ook in grote mate bepalend voor de 100% matig tot zeer ongunstige score op het toekomstperspectief. Habitats met een ongunstige kwaliteit, zijn daardoor onvoldoende veerkrachtig om de effecten van klimaatverandering nu en in de toekomst op te vangen.

Lijst van afkortingen

AICOM - Áreas de Importancia para la Conservación de Murciélagos
AIS – Automatic Identification System
BBP – Bruto Binnenlands Product
BWM - Ballast Water Management Convention
CARICOM – Caribbean community
CBD – Convention on Biological Diversity
CBS – Centraal Bureau voor de Statistiek
CITES – Convention on International Trade in Endangered Species
CL - Carapace Length
CMS – Convention on Migratory Species
CN – Caribisch Nederland
CPUE – Catch per unit effort
DCNA – Dutch Caribbean Nature Alliance
EEZ – Exclusieve Economische Zone
EU – Europese Unie
EZ – Economische Zaken
FP – Fibropapillomatosis
FRR – Favorable Reference Range
FRV - Favorable Reference Value
HR – Habitatrichtlijn
IAC – Inter-American Sea Turtle Convention
IAS – Invasieve soorten (Invasive Alien Species)
IBA – Important Bird Area
ILOS – International Law of the Sea
IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies
IMO – International Maritime Organization
IPCC – International Panel on Climate Change
IPPC - International Plant Protection Convention
IUCN - International Union for Conservation of Nature
LNV – Landbouw, Natuur & Visserij
MVP – Minimum Viable Population
NGO – Niet-gouvernementele organisatie
NSF- National Science Foundation (USA)
NWO –Nederlandse Organisatie voor Wetenschappelijk Onderzoek
OLB – Openbaar Lichaam Bonaire
OLE – Openbaar Lichaam St. Eustatius
OLS – Openbaar Lichaam Saba
PAM – Passief Akoestisch Monitoren
PRECIS - Providing Regional Climates for Impact Studies
RCP - Representative Concentration Pathways
RELCOM - The Latin American and Caribbean Network for Bat Conservation
RHI – Reef Health Index
SCF – Saba Conservation Foundation
SENA - Stichting Encyclopedie van de Nederlandse Antillen
SICOM - Sitios de Importancia para la Conservación de Murciélagos
SPAW – (Protocol Concerning) Specially Protected Areas and Wildlife
STCB – Sea Turtle Conservation Bonaire
STENAPA – St Eustatius National Parks Foundation
STINAPA – Stichting Nationale Parken Bonaire
Svl – Staat van Instandhouding
SVL - Snouth-Vent Length
TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UNCLOS - The United Nations Convention on the Law of the Sea
USFWS - United States Fish and Wildlife Service
VR - Vogelrichtlijn

WMR – Wageningen Marine Research
WOTRO – Wetenschappelijk Onderzoek in de Tropen

1 Inleiding

1.1 Kaders en aanleiding

In de Europese Unie (EU) worden landen in het kader van de EU Habitatrichtlijn (Art. 17) eens in de zes jaar verplicht om te rapporteren over de “staat van instandhouding” (Svl) van de natuur. Voor de Vogelrichtlijn (VR) worden alleen omvang en trends van de populaties gerapporteerd. Vanaf 10-10-2010 maken de Caribische eilanden Bonaire, St. Eustatius en Saba deel uit van Nederland in de vorm van “openbare lichamen”. De minister van LNV is daarmee direct verantwoordelijk voor de uitvoering en implementatie van internationale verdragen voor deze eilanden: Convention on Biological Diversity (CBD), Convention on International Trade in Endangered Species (CITES), Bonn conventie, Ramsar conventie, Cartagena Conventie/ Specially Protected Areas and Wildlife (SPA) protocol en het inter-Amerikaanse zeeschildpaddenverdrag en andere zoals the United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS). Deze verantwoordelijkheden houden verplichtingen in en leiden tot verschillende beleidsvragen. Om hieraan invulling te geven wordt eens in de vijf jaar een natuurbeleidsplan opgesteld maar wordt er niet, zoals in Nederland gebeurt, gerapporteerd door middel van een “natuurbalans”.

Bij het natuurbeleid gaat het niet alleen om het waarborgen van vitale natuur met een rijke biodiversiteit, maar ook om het beschermen en duurzaam gebruiken van ons Natuurlijk Kapitaal (Min. EZ, 2013). Dat is de voorraad aan natuurlijke ecosystemen die voor de mens een stroom van waardevolle producten en diensten voortbrengt. Er ontstaat steeds meer kennis over de economische waarde van die ecosysteemdiensten, zoals natuurlijke kustbescherming, waterzuivering, bestuiving, plaagbestrijding, ruimte voor toeristisch-recreatief gebruik, enzovoorts (de Knecht, 2014). Nederland is voor haar economie echter minder afhankelijk van deze ecosysteemdiensten dan Caribisch Nederland, waar natuur-gericht toerisme en de visserij van groot belang zijn voor de lokale economie. Recent TEEB-onderzoek (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) naar de economische waarde van de natuur op Bonaire, St. Eustatius en Saba laat een jaarlijkse Total Economic Value (TEV) zien van respectievelijk 105, 25.2 en 28.4 miljoen USD (resp. Cado van der Lely et al., 2013, 2014a en 2014b). Het aandeel van natuur-gericht toerisme daarin was 48% voor Bonaire (Schep et al., 2012) en respectievelijk 12% en 27% voor St. Eustatius en Saba (resp. van de Kerhof et al., 2014a, 2014b). Deze bevindingen benadrukken de bijzondere betekenis van de natuur voor deze eilanden (van Beek et al. 2015). Op basis van deze cijfers kan berekend worden dat in 2013 de economische waarde van ecosysteemdiensten voor Bonaire, Saba en St. Eustatius, respectievelijk 31%, 63% en 24% van het bruto binnenlands product (BBP) vertegenwoordigde (CBS, 2014).

Caribisch Nederland maakt onderdeel uit van de biodiversity hotspot “The Caribbean Islands” (Myers et al., 2000; Mittermeier et al., 1999). Een biodiversity hotspot is een biogeografische regio met een zeer hoge biodiversiteit, met vaak vele endemische soorten (beperkt tot een zeer kleine verspreidingsgebied; het zogeheten “endemisme”), maar ook een groot aantal bedreigde soorten (zie Debrot, 2006). Het Caribische deel van Nederland valt niet onder de Europese Richtlijnen, zodat daar geen verplichtingen uit voortvloeien, maar wel zijn verdragen zoals CITES, Ramsar, Convention on Migratory Species (CMS), Cartagena (SPA) protocol en de CBD van toepassing. Deze leiden tot verplichtingen, zoals rapportages over de status en bedreigingen van habitats en soorten in het Caribische gebied (Jongman et al., 2009; Verweij et al., 2015).

Voor de evaluatie van het gevoerd natuurbeleid en het opstellen van nieuwe natuurbeleidsplannen is rapportage over de staat van de natuur essentieel. Daarnaast moet ook elke paar jaar worden gerapporteerd over de staat van de natuur in het kader van het CBD Verdrag en het SPA) protocol van het Cartagena Verdrag. Om aan deze verplichtingen efficiënt te kunnen voldoen, moeten geschikte indicatoren worden gekozen en een analyse- en rapportage-ontwerp dat tegelijk aan alle drie noden tegemoet kan komen. Als maat voor de staat van de natuur hebben we een methodiek gebruikt die zo nauw mogelijk aansluit op de methodiek voor de bepaling van de “staat van instandhouding” (Svl) zoals gehanteerd in de Habitatrichtlijn. In deze opdracht wordt voor het eerst op basis van de beschikbare bronnen gerapporteerd over de staat van de natuur in Caribisch Nederland.

De directe aanleiding voor dit werk was de motie Teunissen (niet dezelfde als Teunissen et al.) van 21 juni 2016 (34 300 IV, T) en het antwoord daarop van de Staatsecretaris van 28 juni 2016 ('ons kenmerk: DGAN-NB / 16096400; uw kenmerk: 34 300 IV S en T'). In deze motie wordt gevraagd om te rapporteren over de SvI van de natuur in Caribisch Nederland. De Staatssecretaris antwoordde daarop dit te zullen doen, eens in de 5 jaar, parallel aan de evaluatie van het vigerende en de ontwikkeling van het nieuwe natuurbeleidsplan voor Caribisch Nederland.

Het begrip SvI wordt door de Europese Commissie toegelicht in het document DocHab-04-03/03 rev.3. De landelijke SvI voor een habitatype of soort (door beoordeling van het verspreidingsgebied, populatie of oppervlakte) kan volgens de definitie alleen gunstig zijn als er een stabiele of positieve trend is en de waarde zich boven een bepaalde drempelwaarde bevindt. Deze drempelwaarde is de zogeheten gunstige referentiewaarde (Favorable Reference Value (FRV)). FRVs zijn onmisbaar bij de beoordeling van de SvI. Deze dienen gebaseerd te zijn op wetenschappelijke kennis.

De SvI voor een soort (DocHab-04-03 rev.3) wordt beoordeeld op basis van:

- Verspreidingsgebied
- Populatie
- Leefgebied (omvang, kwaliteit én trend!)
- Toekomstperspectief

Voor habitats is het net weer even anders (oppervlakte i.p.v. populatieomvang en kwaliteit i.p.v. leefgebied (maar leefgebied gaat ook over kwaliteit)).

Daar gaat het dan om:

- Verspreidingsgebied;
- Oppervlak;
- Kwaliteit; en
- Toekomstperspectief.

Bij deze opdracht werd op deze aspecten ingegaan voor een aantal van de belangrijkste habitats en soorten (bedreigde, sleutel- en indicator-habitats en soorten) waarvoor er over voldoende kennis wordt beschikt. Vanwege de structurele achterstand in kennis en monitoring van het grootste deel van de Caribisch Nederlandse biodiversiteit was een kwantitatieve rapportage voor de meeste soorten en soortgroepen niet mogelijk.

1.2 Beperkingen voor deze rapportage

In Nederland en Europa worden rapportages met betrekking tot de SvI ingegeven vanuit uitgebreide monitoringprogramma's. Deze bestaan niet in Caribisch Nederland met één uitzondering (schildpadden Bonaire). Het meeste biologisch-wetenschappelijke onderzoek dat daar sinds de jaren 1960 is uitgevoerd was (en is nog steeds) voor het belangrijkste deel beschrijvend taxonomisch van aard of werd gemotiveerd en gefinancierd vanuit een bredere wetenschappelijke belangstelling. Hierdoor is simpele toegepaste management-gerichte kwantificering, die nodig is om de status van bedreigde elementen te volgen, op een paar uitzonderingen niet beschikbaar. Jongman et al. (2009) wezen eerder op de nijpende noodzaak voor zelfs de meest basale inventarisaties. Praktische beleidsvragen zijn voor de belangrijkste zuiver-wetenschappelijke financieringskanalen (zoals NWO, WOTRO, NSF) normaal niet interessant daar het geen "cutting edge" wetenschappelijke vraagstellingen betreft. Europese Lidstaten rapporteren voor bijvoorbeeld alle broedvogels kwantitatief op soortniveau (EEA, 2015). Dit verschilt van land tot land en het aantal gerapporteerde soorten verschilt van 27 (Malta) tot 340 (Spanje) (EEA, 2015). Rapporten zoals voor Nederland waarin er kwantitatief betekenisvol 76 soorten kunnen worden behandeld (e.g. Ottburg en van Swaay, 2014) zijn op basis van de bestaande kennis voor Caribisch Nederland simpelweg onmogelijk. Veelal dankzij financiering door LNV (en vervolgens EZ), is er sinds 2010 wel sprake van een sterke inhaalslag op het gebied van basaal kwantitatief management-gericht onderzoek en kennis.

In deze opdracht wordt de SvI gerapporteerd van de habitats en enkele belangrijke soorten of soortgroepen (bedreigde, sleutel- en indicator-soorten) waarvoor over voldoende kennis is. Het rapport geeft daarbij inzicht in onder andere populatie-dynamische aspecten van betrokken soorten, grootte van het verspreidingsgebied van soorten en habitats, en trends in bedreigende factoren.

Het doel van dit rapport is om:

- antwoord te geven op de vraag van de motie Teunissen om te rapporteren over de SvI van de natuur in Caribisch Nederland;
- een essentiële bijdrage te leveren aan de vereiste vijfjaarlijkse evaluatie van en definiëring van doelstellingen voor het natuurbeleidsplan voor Caribisch Nederland;
- inzichten te leveren ten behoeve van aanpassing en/of uitbreiding van monitoring-indicatoren voor toekomstige rapportagedoeleinden;
- in grote mate voldoen aan rapportageverplichtingen voortvloeiend uit de Nederlandse betrokkenheid bij de SPAW Protocol van het Cartagena Verdrag en het CBD Verdrag.

1.3 Termen, begrippen en definities

De vraag waar dit rapport over gaat is of de natuur van Caribisch Nederland in een “gunstige” of “ongunstige” SvI verkeert. Daarbij is het belangrijk om een eenduidig beeld te hebben van het begrip “SvI” en hoe die bepaald en gescoord moet worden. Als maat voor de “staat van de natuur” hebben we een methodiek gebruikt die zoveel mogelijk aansluit op de staat van instandhouding conform het Habitatrictlijn. Voor Nederland heeft het begrip SvI betrekking op specifieke soorten en habitattypen van de Europese Habitatrictlijn. Deze richtlijnen zijn niet van toepassing op Caribisch Nederland, maar de gehanteerde definities en aanpak zijn wel leidraad geweest voor het bepalen van de SvI van de Caribische natuur.

Het begrip SvI kan slaan op de gehele stand van een soort in een lidstaat en het wordt ook wel gebruikt voor de stand binnen een bepaald gebied. Omdat men ook in Caribisch Nederland vaak te maken heeft met relatief kleine natuurgebieden en met soorten met een groot leefgebied of die anders sterk migrerend zijn, is het erg belangrijk om in de behandeling hier goed onderscheid in te maken.

Habitats:

Volgens de Habitatrictlijn wordt de SvI van een natuurlijke habitat “gunstig” beschouwd wanneer (MinEZ, 2014):

- a) het natuurlijke verspreidingsgebied van de habitat en de oppervlakte van die habitat binnen dat gebied stabiel zijn of toenemen, en
- b) de voor behoud op lange termijn nodige specifieke structuur en functies bestaan en in de afzienbare toekomst vermoedelijk zullen blijven bestaan, en
- c) de staat van instandhouding van de voor die habitat typische soorten gunstig is.

Soorten:

Volgens de Habitatrictlijn wordt de SvI van een soort (zie tabel 1.1) als “gunstig” beschouwd wanneer (MinEZ, 2014):

- a) de betrokken soort nog steeds een levensvatbare component is van het natuurlijke habitat waarin hij voorkomt, en dat vermoedelijk op lange termijn zal blijven; en
- b) het natuurlijke verspreidingsgebied van die soort niet kleiner wordt of binnen afzienbare tijd lijkt te zullen worden; en
- c) er een voldoende groot habitat bestaat en waarschijnlijk zal blijven bestaan om de populaties van die soort op lange termijn in stand te houden; en
- d) de soort, op basis van de bovenste drie condities, “toekomstperspectief” heeft.

De gehanteerde criteria voor habitats en soorten zijn dus zo goed als mogelijk op elkaar afgestemd. Om een onderbouwd oordeel te kunnen geven zijn gegevens nodig over de ecologie en populatiedynamica, informatie over het natuurlijk verspreidingsgebied en over de grootte van het beschikbare habitat. Bij deze benadering wordt noodzakelijkerwijs uitgegaan van een ‘gunstige referentie’ waarmee verspreidingsgebied en populatiestatus vergeleken moeten worden. De status van elk aspect kan vier relatieve waarden hebben: “gunstig”, “matig-ongunstig”, “zeer-ongunstig” of “onbekend”. Binnen Europa worden deze waarden anders verwoord, namelijk als “favourable”, “unfavourable-inadequate”, “unfavourable-bad” en “unknown” (EEA, 2015).

Zelfs met een dergelijke gestructureerde aanpak zijn er onderliggende begrippen die gedefinieerd moeten worden zoals de begrippen “gunstige referentie”, “levensvatbaar”, “natuurlijke habitat”, “lange termijn” en “natuurlijke verspreidingsgebied”. Veelal wordt de nadere beoordeling van deze begrippen gedaan door de experts die een bepaalde soort of categorie beoordelen. Er zijn dus geen uniforme definities van de onderliggende begrippen. Die gaan wij hier voor Caribisch Nederland dan ook niet

ontwikkelen. Veel wetenschappelijke kennis bestaat over de meeste Habitatrichtlijnsoorten. Maar dus niet over vogels en ook niet over Caribische soorten. De keuze van beoordelingen dient onderbouwd te zijn op basis van wetenschappelijke kennis, maar in veel gevallen moet "expert judgement" toch uitsluitend geven (zie bijvoorbeeld Ottburg en van Swaay, 2014). Uiteraard is de afhankelijkheid van "expert judgement" des te groter in het geval van de natuur van Caribisch Nederland.

In de vele gevallen waarin kennis ontbreekt wordt in Nederland vaak ook gebruik gemaakt van zogeheten "vuistregels". De keuze van "gunstige referentie waarde" (FRV) illustreert hoe er in Nederland voor vogels redelijk praktisch-arbitrair maar zonder enige ecologisch-wetenschappelijke basis een "referentiejaar" is gekozen. Voor vogels in Nederland is het "referentiejaar" 1990 puur gekozen omdat "populatie-trends van broedvogels "in de regel" starten in 1990" (Teunissen et al., 2015). Aangezien er in Caribisch Nederland nauwelijks sprake is van kwantitatieve populatietellingen van soorten is het weinig zinvol om een soortgelijk referentiejaar vast te leggen. We hebben geprobeerd dezelfde methode toe te passen als bij de HR door een FRV te gebruiken, óók voor vogels, maar dat is door gebrek aan gegevens maar zelden gelukt.

Tabel 1.1 – Systematiek voor de beoordeling van de staat van instandhouding (Svi) van een soort (Ministerie van LNV, 2006)

Parameter	Gunstig	Matig ongunstig	Zeer ongunstig	Onbekend
Verspreiding	Areaal stabiel of toenemend. Niet kleiner dan de 'gunstige referentie'	Tussen gunstig en zeer ongunstig	Areaalverlies van meer dan 1% per jaar, of areaal meer dan 10% minder dan 'gunstige referentie'	Geen of onvoldoende betrouwbare informatie
Populatie	Populatie groter dan of gelijk aan de gunstige referentie. Voortplanting, sterfte en leeftijdsopbouw niet slechter dan normaal.	Tussen gunstig en zeer ongunstig	Populatieafname van meer dan 1% per jaar. Lager dan de gunstige referentie. Populatie meer dan 25% lager dan de gunstige referentie. Of voortplanting, sterfte en leeftijdsopbouw veel slechter dan normaal	Geen of onvoldoende betrouwbare informatie
Leefgebied	Leefgebied is voldoende groot (en stabiel of toenemend). De kwaliteit is geschikt voor het op lange termijn voortbestaan van de soort.	Tussen gunstig en zeer ongunstig	Leefgebied is duidelijk onvoldoende groot voor het op lange termijn voortbestaan van de soort. Of de kwaliteit is duidelijk ongeschikt voor het op lange termijn voortbestaan van de soort.	Geen of onvoldoende betrouwbare informatie
Toekomst / perspectief	De belangrijkste bedreigingen zijn niet wezenlijk. De soort zal op lange termijn levensvatbaar zijn.	Tussen gunstig en zeer ongunstig	Sterke negatieve invloed van bedreigingen op de soort. Zeer slechte vooruitzichten. levensvatbaarheid op lange termijn in gevaar	Geen of onvoldoende betrouwbare informatie
Totaalbeoordeling Staat van Instandhouding	Alles groen of drie groen en een onbekend	Een of meer oranje, maar geen rood	Een of meer rood	Twee of meer onbekend gecombineerd met groen

1.3.1 Werkdefinities

Minimum grootte duurzame populatie

Om de gunstige referentiewaarden of Favourable Reference Values (FRVs) te bepalen wordt uitgegaan van het "Minimum Viable Population" (MVP) concept. Dit concept refereert naar de "minimum effectieve populatiegrootte die nodig is voor levensvatbaarheid op basis van genetische parameters". De gevoeligheid van soorten voor inteeltdepressie verschilt veel tussen soorten en op basis van vele factoren. Voor de "effectieve" populatiegrootte (i.e. zonder genetische verliezen) liggen de waardes doorgaans tussen de 50 en 1000 volwassen individuen (Frankham et al., 2014). Bij aantallen onder de 50 bestaat er een groot risico op uitsterven op korte termijn, terwijl bij aantallen onder de 500 of 1000, een risico bestaat op uitsterven op langere termijn. Om een effectieve populatiegrootte van 500 te realiseren zijn 526– 50.000 individuen nodig, afhankelijk van hoe "random" er wordt gepaard

(Ottburg en van Swaay, 2014). Omdat (ook in Europa) in de meeste gevallen de vereiste genetische informatie ontbreekt wordt er veelal met de vuistregel gewerkt die “gesteld is op 1000 volwassen dieren per deelpopulatie gewervelde dieren” (Ottburg en van Swaay, 2014). Voor ongewervelden raden Ottburg en van Swaay (2014) aan om Traill et al. (2007) te gebruiken die uitgaat van ‘enkele duizenden volwassen dieren’. In dit rapport volgen wij hierin Ottburg en van Swaay (2014). FRVs waren zelden beschikbaar vanwege het ontbreken van dergelijke studies.

Levensvatbare component

Een populatie van een soort in zijn natuurlijke habitat die “minimaal stabiel” is en van “voldoende omvang” om “aantalsfluctuaties” op te kunnen vangen.

Opmerkingen: Zoals reeds aangegeven zijn er op een paar uitzonderingen na (zoals de Caribische Flamingo, en de Geelschouderamazone) geen tijdseries van populatieschattingen voor zeldzame soorten. In het beste geval zijn er een aantal momentopnamen verspreid in de tijd over enkele decennia. Zelfs voor de best onderzochte groep, namelijk de koralen is er geen sprake van populatieschattingen. Het is daardoor meestal niet mogelijk om concrete schattingen aan te leveren over de omvang van populaties en/of er sprake zou zijn van stabiliteit. Het beste wat dan gedaan kan worden is extrapoleren van kleine proefvlakken naar het hele habitat om trendlijnen te ontwikkelen. De onderbouwing van de op die wijze afgeleide trendlijnen wordt wetenschappelijk aanvaard, getuige de vele wetenschappelijke publicaties die zo zijn voortgebracht.

Lange termijn

De “termijn” waarin het “toekomstperspectief” van de soort “redelijkerwijs” kan worden overzien.

Opmerkingen: Voor de EU-rapportage is dat nu gesteld op 2 rapportageperiodes = 12 jaar. De ontwikkelingen op de eilanden van Caribisch Nederland gaan vaak razendsnel. Vooral vanwege de druk op economische vooruitgang, de kleine habitat-oppervlakten en de kleine aantallen dieren/planten waar het om gaat. Dit betekent dat zelfs kleine en onvoorspelbare evenementen een groot en onvoorzien gevolg kunnen hebben op een soort of habitat. Daardoor is het vooral moeilijk te bepalen voor welke termijn het “toekomstperspectief van de soort redelijkerwijs kan worden overzien”. In uitspraken hierover in deze studie baseren we ons vooral op de gemiddelde levensduur van de betreffende soorten. Voor de Caribische Flamingo en Geelschouderamazone kan dat gesteld worden op misschien 15 jaar, terwijl dat voor de Antillenleguaan van St. Eustatius meer in de buurt ligt van 5 jaar.

Natuurlijke verspreidingsgebied

Geografisch gebied waar een soort zich op “eigen kracht” “blijvend” heeft “gevestigd”.

Opmerking: Omdat de uitgangssituatie van de bedreigde en kwetsbare soorten er veelal één is van abnormaal lage populatiedichtheden is het niet verbazingwekkend dat een soort in veel habitat waar deze wel zou kunnen voorkomen, nooit is vastgelegd. Dit brengt het gevaar met zich mee dat de geografische verspreiding gebaseerd op lokale data een zware onderschatting geeft van het potentiële verspreidingsgebied. Uitspraken hierover zijn daarom door de betreffende experts van elke soort of categorie gebaseerd op eigen inzichten en kennis van de ecologische literatuur over de betreffende soort, soortgroep of habitat.

Natuurlijk habitat

Een door specifieke abiotische en biotische factoren bepaald leefgebied waarin de soort tijdens “één van de fasen” van zijn biologische cyclus leeft.

Opmerkingen: De natuur is in de loop der eeuwen op alle drie eilanden zwaar beïnvloed door ontbossing, ontginning en de introductie van uitheemse grazers en roofdieren. Voor veel soorten is het “natuurlijk” habitat grootscheeps veranderd door menselijke invloed. Naast dezelfde kanttekeningen zoals geschetst voor “natuurlijk verspreidingsgebied” is het daarom de vraag hoe tegenwoordig habitatgebruik zich verhoudt tot het natuurlijk habitatgebruik. Een voorbeeld is de Antillenleguaan die op St. Eustatius vaak juist habitat lijkt te kiezen en de hoogste dichtheden bereikt in door de mens bewoond gebied. Ook lijkt de soort amper voor te komen in de hoogste delen van het eiland boven 300 m boven zeeniveau. Het is onduidelijk of dit ligt aan habitatvoorkeur of habitatgeschiktheid, daar de soort elders wel bekend is van vergelijkbaar habitat. Net als voor Europees Nederland (Ottburg en

van Swaay, 2014) is er in dit soort situaties "expert judgement" gebruikt in de afweging tussen schaarse lokale kennis en beschikbare internationale wetenschappelijke kennis.

Typische soorten

De systematiek van typische soorten is ontwikkeld ten behoeve van de monitoring van de SvI van Natura 2000-habitattypen in de EU. De systematiek kan in zekere mate ook worden toegepast voor de monitoring van habitats in Caribisch Nederland, al zijn de meeste habitats feitelijk een verzameling van verschillende habitattypen. Die detaillering is voor Caribisch Nederland echter niet mogelijk.

Typische soorten voldoen aan de volgende criteria (MinEZ, 2014):

- a) de soort is een goede indicator voor de gunstige SvI van het habitatype én moet niet-destructief en goedkoop gemeten kunnen worden;
- b) de samenstelling van de lijst van typische soorten per habitatype moet op de (middel)lange termijn stabiel blijven.

Een typische soort wordt bij voorkeur als volgt gedefinieerd: "typische soorten zijn soorten die niet te scheiden zijn van het habitatype, anders dan de soorten waarmee het habitatype is gedefinieerd." Voor Nederland zijn er twee categorieën typische soorten (Ministerie EZ, 2014):

- exclusieve en karakteristieke soorten d.w.z. soorten waarvan de ecologische vereisten alleen of vooral voorkomen in het betreffende habitatype;
- constant aanwezige soorten d.w.z. soorten die in elk gebied met het betreffende habitatype aanwezig zijn, maar niet tot het habitatype beperkt zijn.

1.3.2 Kanttekeningen

Het begrip SvI wordt in Europa toegepast op een individueel habitatype of een individuele soort van de HR. In het geval van Caribisch Nederland wordt dit concept ook toegepast op vogels en clusters gerelateerde soorten. Terwijl er vaak weinig gezegd kan worden over individuele soorten in Caribisch Nederland, is het soms wel mogelijk om iets te zeggen over groepen soorten die ecologisch vergelijkbaar zijn. Dat is in dit rapport bijvoorbeeld gedaan voor de groepen: schildpadden, sterns, en zeezoogdieren. Dit is afwijkend volgens de systematiek van de Vogel- en Habitatrichtlijn. Wij geven ook de voorkeur aan rapportage per soort maar rapporteren nu voor bepaalde soortgroepen bij gebrek aan data over individuele soorten.

Het gaat bij de Habitatrichtlijn om specifieke habitattypen, zoals grijze duinen of witte duinen. Eenzelfde specificatie zou in de Cariben ook mogelijk kunnen zijn, maar we hebben ons noodgedwongen moeten beperken tot generische habitats zoals 'Koraalriffen' en 'Droge tropische bossen'. Met andere woorden, bij de HR wordt er sterk onderscheid gemaakt tussen de termen "habitat" en "habitattypen". Dat onderscheid maken wij hier niet.

Typische soorten zijn een grove versimpeling van het systeem bedacht voor de monitoring van trends. Ze zijn daarom geen goed substituut voor daadwerkelijk begrip van wat er in een ecosysteem echt gebeurt. Niet alleen de typische soorten, maar het ecosysteem zou eigenlijk gevolgd moeten worden om zo beter te begrijpen wat er in het systeem aan het gebeuren is.

Tot slot worden er in dit rapport ook een aantal van de belangrijkste bedreigingen van de natuur behandeld, die brede consequenties hebben voor veel soorten en habitats. Deze worden separaat in detail besproken. De staat van bepaalde bedreigingen bepaalt in grote mate de SvI van de natuur en vertegenwoordigt een ecosysteembenadering in plaats van een individuele "soortbenadering". Het betreft vaak ook problemen die een unieke management benadering nodig hebben. Deze onderwerpen zoals "invasieve soorten" "loslopend vee" en "klimaatverandering" zijn als zodanig besproken in dit rapport. De factor "overbevissing" is ook een groot probleem die een aparte rapportage verdient maar komt al redelijk aan bod in onze rapportage over de visstand. Daarnaast mogen factoren zoals kustontwikkeling, erosie en eutrofiering door afvalwater niet vergeten worden (e.g. Debrot en Sybesma, 2000).

1.4 Dankwoord en Leeswijzer

Dit onderzoek werd gefinancierd door het Ministerie van Economische Zaken als deel van het Beleidsondersteunend onderzoeksprogramma van Wageningen University and Research (BO-11-019.02-060, projectnummer 4318100104 en BO-11-019.02-062, projectnummer 4318100149). Wageningen Marine Research en Wageningen Environmental Research zijn verheugd dat er, in navolging van Nederland, nu ook een overzicht en eerste beoordeling ligt van de SVI van habitats en soorten in Caribisch Nederland.

In de realisatie van dit project zijn wij Paul Hoetjes als geen ander innig dankbaar voor zijn vele grondige reviews en belangrijke inhoudelijke bijdragen aan alle hoofdstukken van dit rapport. Paul heeft jaren ervaring in alle aspecten van Caribisch Nederlands natuurbeheer, -beleid en -onderzoek en heeft uitgebreid en gul bijgedragen uit zijn brede inhoudelijke kennis van de Caribische natuur. Wij zijn hem daarbij met name dankbaar voor zijn grote bijdragen aan de teksten met betrekking tot de diepzee en open zee, zeezoogdieren, de visstand en invasieve soorten. Daarnaast stond Yoeri de Vries tijdens zijn stage bij EZ altijd klaar om de stukken grondig en snel te redigeren. Ook hem zijn wij uiterst dankbaar voor zijn grote bijdrage aan de voltooiing van dit rapport. Guus Schutjes van het Ministerie hielp ons altijd met moeilijke vragen aangaande beleidsvraagstukken. Voorts heeft Annemiek Adams heeft ons gebruik van termen en definities gescreend en hebben wij dankbaar gebruik gemaakt van haar vele nuttige suggesties en correcties. Ook heeft Ivo van den Boogaard veel nuttige suggesties geleverd op een eerdere versie van dit rapport. De drie redacteurs (Debrot, Henkens, en Verweij) bedanken hierbij ook de 28 overige specialisten, deskundigen, managers en tevens medeauteurs die bereid werden gevonden om op vrijwillige basis bij te dragen aan de verschillende hoofdstukken van dit rapport: Bak, Rolf P.M.^{1, 2}, De Bakker, Didier M.^{3, 4}, Becking, Lisa E.^{4, 5}, Bertuol, Paulo⁶, Buma, Clarisse⁷, Van den Burg, M.P. (Thijs)⁸, Van Duyl, Fleur C.³, Engel, Sabine⁶, De Freitas, John A.¹, De Graaf, Martin⁹, De Haan, Dick⁴, Madden, Hannah¹², Meesters, Erik H.⁴, Montanus, Peter¹³, Mucher, Sander¹⁰, Nava, Mabel¹⁴, Nieuwland, Gerard², Scheidat, Meike⁴, Schmaltz, Lauren¹⁵, Sieben, Herman⁶, Simal, Fernando¹⁶, Slijkerman, Diana⁴, Van der Sluis, Theo¹⁰, Swart, Rob. J¹⁰, Van Slobbe, Frank¹³, Van Wagensveld, Tim¹⁸, Williams, Sam R.¹⁵, en Willis, Sue¹⁴

- 1) Carmabi Foundation, Piscaderabaai z/n, P.O. Box 2090, Willemstad, Curaçao
- 2) Coastal Systems, NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research, and Utrecht University, P.O. Box 59, 1790 AB Den Burg, Texel, The Netherlands
- 3) Marine Microbiology and Biogeochemistry, NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research and Utrecht University, P.O. Box 59, 1790 AB Den Burg, Texel, The Netherlands
- 4) Wageningen Marine Research, P.O. Box 57, 1780 AB Den Helder, The Netherlands
- 5) Marine Animal Ecology group Animal Sciences Wageningen University & Research Zodiac, Building 122, De Elst 1, room 1214, Wageningen
- 6) Stichting Nationale Parken, Bonaire. P.O. Box 368, Bonaire, Dutch Caribbean.
- 7) St. Eustatius National Parks Foundation, Gallows Bay, St. Eustatius.
- 8) Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics (IBED), University of Amsterdam, Sciencepark 904, 1098 XH Amsterdam, The Netherlands.
- 9) Freshwater Ecosystems, NSW Department of Industry | Department of Primary Industries, DPI Fisheries, Narrandera Fisheries Centre, 70 Buckingbong Road, PO Box 182, Narrandera NSW 2700.
- 10) Wageningen Environmental Research, Droevendaalsesteeg 3, Postbus 47, 6700 AA, Wageningen
- 11) National Office for the Caribbean Netherlands (RCN), Kaya Gobernador Debrot 46, Kralendijk, Bonaire, Caribbean Netherlands.
- 12) Ecological Professionals Foundation, Oranjestad, St. Eustatius.
- 13) Milieu en Natuur, Ruimte en Ontwikkeling Openbaar Ichaam Bonaire, Kaya Amsterdam 23, Kralendijk, Bonaire, Caribisch Nederland.
- 14) Sea Turtle Conservation Bonaire, STCB, 53 Kaya Korona, Kralendijk, Caribbean Netherlands.
- 15) Echo Bonaire, Kunuku Dos Pos, Rincon, Caribbean Netherlands.
- 16) Wild Conscience, Kaya Platina, 42, Kralendijk, Bonaire, Dutch Caribbean.
- 17) Department of Nature & Biodiversity, Ministry of Economic Affairs. Bezuidenhoutseweg 73, 2594 AC, The Hague, POB 20401, 2500 EK, The Hague, The Netherlands.
- 18) Reptielen Amfibieën Vissen Onderzoek Nederland (RAVON), Natuurplaza - Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen.

Zonder hun inbreng zou dit rapport belangrijke expertise missen. Jacqueline Tamis en Dr. Oscar Bos worden bedankt voor hun redactionele en inhoudelijke inbreng als interne reviewers en Frank Axelrod voor het verschaffen van aanvullende informatie over de planten. Het is onze wens en hoop dat dit

werk een impuls zal geven aan de realisatie van meer doelgericht beheer en een structureel verankerd monitoringsprogramma, wat de basis vormt voor het natuurbeleid in Caribisch Nederland.

Het huidige hoofdstuk 1 geeft een inleiding op de natuur van Caribisch Nederland, de beperkingen bij de beoordeling van de Svl en de gekozen aanpak. Deze is toegepast op de respectievelijk in hoofdstuk 2 en 3 beschreven habitats en soorten. Hoofdstuk 2 begint met een GIS-kaart en bijbehorende oppervlaktes, als basis voor de beschrijving van alle negen terrestrische en mariene habitats op de eilanden Bonaire, St. Eustatius en Saba. De Svl van elk van deze habitats wordt in afzonderlijke paragrafen beschreven, gaande van de tropisch nevel- en regenwoud rond de bergtoppen naar de open zee en diepzee. Alleen het zoetwaterhabitat wordt hier niet besproken. In elke paragraaf wordt eerst een indicatie gegeven van de internationale juridische beschermingsstatus alvorens een beschrijving en beoordeling voor de Svl te geven. De verantwoordelijke auteurs en (lokale) experts worden per paragraaf benoemd. Iedere paragraaf wordt vervolgens afgesloten met een literatuurlijst, waardoor de informatie per habitat compact bij elkaar staat.

Habitats vormen het leefgebied voor soorten. Een overzicht van de ruim 100 beleidsrelevante soorten wordt, per habitat, weergegeven in Bijlage 1. Hoofdstuk 3 vormt slechts een selectie van een aantal van deze soorten en soortgroepen op basis van de beschikbaarheid van data en wordt gepresenteerd in negen paragrafen. De beschrijving is in grote lijnen vergelijkbaar met de aanpak bij het habitats-hoofdstuk.

In de hoofdstukken 2 en 3 worden de afzonderlijke bedreigingen per habitat en soort(groep) samenvattend weergegeven. Hoofdstuk 4 vormt echter een uitvoeriger beschrijving van de belangrijkste bedreigingen. Het betreft vaak ook vraagstukken die een unieke management-benadering nodig hebben en die acute aanvullende maatregelen nodig hebben om het verlies aan biodiversiteit te vertragen of keren. Deze onderwerpen zoals "invasieve soorten" "loslopend vee" en "klimaatverandering" worden als zodanig besproken in dit rapport. Overbevissing is ook een groot probleem dat een aparte rapportage verdient maar het komt al redelijk aan bod in onze rapportage over de visstand.

Hoofdstuk 5 geeft de belangrijkste conclusies en aanbevelingen weer. Dit hoofdstuk richt zich niet op de afzonderlijke habitats en soorten, maar geeft feitelijk een samenvattend overzicht van de Staat van Instandhouding (Svl) van de biodiversiteit van Caribisch Nederland in 2017.

Bronnen

- Beek, I. J. M., van, Debrot, A. O., Rockmann, C., & Jak, R. G. (2015). Structure and financing of nature management costs in Caribbean Netherlands (No. C033/15). IMARES.
- Cado van der Lely, J.A., Beukering, P. van, Muresan, L., Zambrano Cortes, D., Wolfs, E. and S. Schep, 2013. The Total Economic Value of nature on Bonaire. Exploring the future with an ecological-economic simulation model. Report R12-xx, IVM Institute for Environmental Studies.
- Cado van der Lely, J.A., Warning, A.E., Schep, S.W., Beukering, P. van and E. Wolfs, 2014a. The Total Economic Value of nature on St Eustatius. Report R-14/12, IVM Institute for Environmental Studies.
- Cado van der Lely, J.A., Warning, A.E., Schep, S.W., Beukering, P. van and E. Wolfs, 2014b. The Total Economic Value of nature on Saba. Report R-14/11, IVM Institute for Environmental Studies.
- CBS 2014. <https://www.cbs.nl/nl-nl/nieuws/2014/46/omvang-economie-op-saba-en-sint-eustatius-voor-het-eerst-bepaald>.
- Debrot, A. O. 2006. Preliminary checklist of extant endemic taxa of Aruba, Bonaire and Curaçao, Leeward Antilles. Carmabi Report, Carmabi, Curaçao. 28 pp.
- Debrot, A.O. and J. Sybesma, 2000. The Dutch Antilles, Chapter 38. In C. R. C. Sheppard (ed.), *Seas at the Millennium: an Environmental Evaluation*, Vol. I Regional Chapters: Europe, The Americas and West Africa, pp. 595-614. Elsevier, Amsterdam
- EEA (European Environmental Agency, 2015. State of nature in the EU: Results from reporting under the nature directives 2007–2012. ISSN 1725-2237. EEA Technical report No 2/2015. 173 pp.
- Frankham, R., Bradshaw, C.J.A. and B.W. Brook, 2014. Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biological Conservation* 170 (2014) 56-63.
- Jongman, R.H.G., Meesters, E.H.W.G. en A.O. Debrot, 2009. Onderzoeksvragen en verplichtingen op het gebied van Biodiversiteit voor de BES eilanden: Bonaire, Saba en St. Eustatius. Alterra-IMARES. 57 pp.

-
- Kerkhof, S. van de, Schep, S. W., van Beukering, P., Brander, L. and E. Wolfs, 2014a. The Tourism Value of Nature on St Eustatius
- Kerkhof, S. van de, Schep, S. W., van Beukering, P. and L. Brander, 2014b. The tourism value of nature on Saba.
- Knegt, B. de, (ed), 2014. Graadmeter Diensten van Natuur. Vraag, aanbod, gebruik en trend van goederen en diensten uit ecosystemen in Nederland. WOT-Technisch Rapport. Wageningen: Wageningen UR.
- MinEZ. 2014. Leeswijzer Natura 2000 profielen. Geheel herziene versie september 2014. Ten behoeve van de profielen behorende bij de aanwijzing van de Natura 2000-gebieden in de EEZ. Ministerie van Economische Zaken, Den Haag. 70 pp.
- Min, EZ., 2013. Uitvoeringsagenda Natuurlijk Kapitaal: behoud en duurzaam gebruik van biodiversiteit. Kamerstuk 22-06-2013. Den Haag: Ministerie van Economische Zaken.
- Ministerie van LNV, 2006. Natura 2000 doelendocument.
- Mittermeier, R.A., Myers, N. and C.G. Mittermeier (eds.), 1999. Hotspots. Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, S.A.; Mexico City, Mexico. 431 p.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. and Jennifer Kent, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:854-858.
- Ottburg, F.G.W.A. en C.A.M. van Swaay (red), 2014. Gunstige referentiewaarden voor populatieomvang en verspreidingsgebied van soorten van bijlage II, IV en V van de Habitatrichtlijn. Wageningen, Wettelijke. Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 124. 269p.
- Schep, S., van Beukering, P., Brander, L. and E. Wolfs, 2012. The Tourism value of nature on Bonaire: Using choice modelling and value mapping. IVM Institute for Environmental Studies.
- Teunissen, W. C. Kampichler, M. Roodbergen en R. Vogel, 2015. Beoordeling van de staat van instandhouding van de Kievit (Ljip) *Vanellus vanellus* als broedvogel in de Provincie Fryslân. Sovon-rapport 2015/56. 56 p.
- Traill, L.W., Bradshaw, C.J.A. and B.W. Brook, 2007. Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139 (1/2), 159-166.
- Verweij, P., Meesters, E. and A. Debrot, 2015. Indicators on the status and trends of ecosystems in the Dutch Caribbean, *Alterra rapport* 2544

2 Habitats

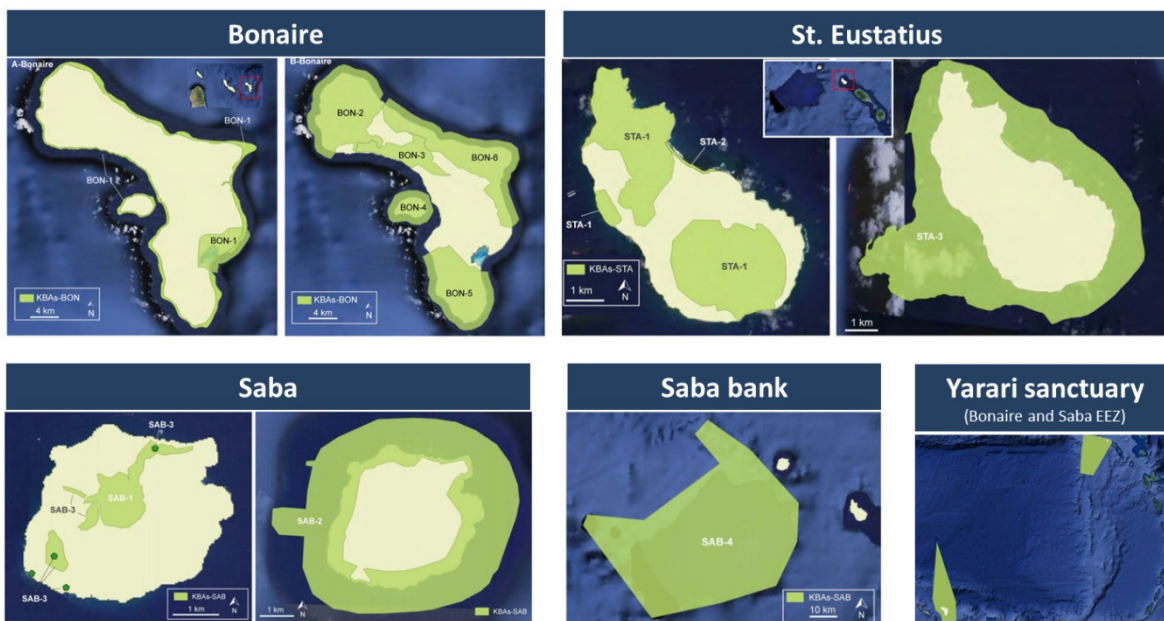
2.1 Overzicht habitats, oppervlakten en kaarten

Door: Verweij, P.J.F.M. en C.A. Múcher

2.1.1 Habitats van Caribisch Nederland

De mondiale biodiversiteit neemt af als gevolg van habitatvernietiging en -degradatie, hoofdzakelijk als resultaat van intensivering van het landgebruik en klimaatverandering (Hanssen et al, 2004; Múcher et al, 2009). Binnen de EU zijn veel habitattypen beschermd onder de Europese Habitatrictlijn omdat zij de randvoorwaarden vormen voor de bescherming van flora en fauna. In de Cariben hebben habitats geen internationale beschermde status maar staan ook daar zeker onder druk door intensivering van landgebruik (m.n. urbanisatie en toeristisch ontwikkeling) en klimaatverandering.









Caribisch Nederland is onderdeel van de Europese overzeese gebiedsdelen. Het Europese 'voluntary scheme for Biodiversity and Ecosystem Services in Territories of European overseas' (BEST) heeft als doel om natuur- en biodiversiteitsbescherming in deze overzeese gebiedsdelen te versterken en heeft daarvoor belangrijke biodiversiteitsgebieden aangewezen waarvoor ecosysteempromen zijn ontwikkeld (Figuur 2.1.1).




Figuur 2.1.1 – Door BEST aangemerkte belangrijke biodiversiteitsgebieden (Bron: REP-CR, 2016).

Binnen die BEST ecosysteempromen worden de volgende habitats voor Caribisch Nederland onderscheiden (REP-CR, 2016) (van hoog- naar laaggelegen): nevelwoud, regenwoud, droge tropische bossen, grotten, stranden, zoutpannen en zoutmeren, mangrovebossen, zeegrasvelden en wierevelden, koraalriffen en diepzee. Deze habitats zijn niet alleen van belang voor het voortbestaan van de vele soorten die ervan afhankelijk zijn, maar ook voor de mens vanwege de vele ecosystemediensten die zij vervullen, zoals: recreatie en toerisme, kustbescherming, waterzuivering, voedselvoorziening enz. Zoetwater is een habitatsoort van bepalend belang op semi-aride eilanden maar daar is geen rapportage over gemaakt (bronnen, grotwateren, permanente waterpoelen e.d.) daar er zeer weinig over bekend is.

Tabel 2.1.2 – Habitats van Caribisch Nederland (REP-CR, 2016; Verweij et al., 2015). "x": habitat aanwezig, "(x)": habitat zeldzaam en "-": habitat niet aanwezig.

Habitats	Impressie	Bonaire	St. Eustatius	Saba
Nevelwoud – Nevelwouden zijn regenwouden die worden gekenmerkt door een hoge luchtvochtigheid en zijn vaak gehuld in nevels. Boomstammen en takken zijn behangen met dikke pakketten van o.a. mossen, varens, bromelia's en orchideeën. Gewoonlijk groeien deze wouden tegen berghellingen tussen de 1500 en 3000 m, maar op St. Eustatius en Saba groeien ze veel lager. Op Saba worden ze gekenmerkt door de hoog opgroeiende 'Mountain Mahogany'.		-	x	x
Regenwoud – Deze wouden komen voor in warme vochtige klimaten met minimaal 168 cm regen per jaar. Op dit moment bedekken deze bossen minder dan 6% van het land op aarde en bevatten naar schatting de helft van alle voorkomende planten- en diersoorten.		-	x	x
Droge tropische bossen – Een van de meest bedreigde boom-gedomineerde habitats in het hele Caribisch gebied. De bomen verliezen hun bladeren in de droge periode waardoor licht op de grond zorgt voor een dichte bodemvegetatie. Hier vinden o.a. vrucht-etende vleermuizen, papegaaien, parkieten, kuif-caracara's, de Antillenleguaan en de Roodbuik Grasslang hun voedsel. Op Bonaire overheersen echter cactussen door vraat van loslopend vee.		x	x	x
Grotten - Grotten komen vooral voor in relatief zacht kalkgesteente wat relatief goed oplost onder invloed van water. Op Bonaire kennen ze unieke levensvormen en vormen een cruciaal habitat voor veel soorten vleermuizen en garnalen (zoetwaterhoudende grotten en zee-grotten). Daarnaast vind je in sommige van deze grotten ook grotsschilderingen van de oorspronkelijke inwoners. Saba en St. Eustatius hebben veel minder grotten van andere geologische oorsprong.		x	(x)	(x)
Stranden – Stranden hebben weinig of geen vegetatie en bestaan in Caribisch Nederland voornamelijk uit koraalpuin of -zand en vulkanisch zand. Ze vormen een belangrijk deel van de leefomgeving van landkrabben, heremietkreeften, garnalen en zijn de nestplaatsen voor zeeschildpadden. Saba heeft zeer weinig strandhabitat.		x	x	(x)
Zoutpannen en zoutmeren (saliñas) – Een zoutmeer is een binnenmeer zonder open zeeverbinding. Men spreekt van zoutpan als het om een kunstmatig meer voor zoutwinning gaat. Het zijn belangrijke gebieden voor (trek)vogels (waaronder de Caribische Flamingo) en krabben.		x	-	-
Mangrovebossen – Dit zijn dichte, donkere, muggenrijke tropische kustbossen. Mangroves zijn een kraamkamer voor vele rifvissen en broedgebied voor (water)vogels.		x	-	
Zeegras- en wierevelden – Deze velden komen vaak voor naast koraalriffen en zijn een schuilplaats voor jonge koraalvissen en leefgebied voor de Grote Kroonslak. Ze komen voor in lichte en rustige wateren en vormen de voedselbron voor de Groene Zeeschildpad.		x	x	x

Habitats	Impressie	Bonaire	St. Eustatius	Saba
		Koraalriffen –Komen voor in tropische ondiepe heldere zee (tot ca. 60m) en zijn opgebouwd door koraalpoliepen. Ze beslaan slechts 0.02% van het totale oceaanoppervlak. De zee zorgt voor constante aanvoer van voedsel in nutrientenarm water, wat zorgt voor een rijk gevarieerd leven van zachte en harde koralen, sponzen, schildpadden, papegaai- en doktersvissen, zee- en tandbaarzen, haaien, roggen, etc.		x
Open zee en diepzee – De open zee en diepzee is de grootste leefomgeving op aarde. Over leven in de diepzee is zeer weinig bekend. Er dringt geen zonlicht door en de waterdruk is enorm hoog. Toch is er leven o.a. anemonen, wormen, zeekomkommers, krabben, garnalen en slangsterren.		x	x	x

2.1.2 Oppervlakten

Over de huidige (2017) begrenzing en kwaliteit van de habitats is niet veel bekend, ook omdat veel vegetatieopnames eigenlijk alweer gedateerd zijn. Desalniettemin geven Figuren. 2.1.2, 2.1.2 en 2.1.3 de best mogelijke ruimtelijke interpretatie vanuit de verschillende bronnen. Tabel 3.1.2 geeft een overzicht van de oppervlakten van alle habitats van Caribisch Nederland.

Tabel 3.1.2. – Totale habitatoppervlakten op de eilanden van Caribisch Nederland.

Habitat	Bonaire [ha]	St. Eustatius [ha]	Saba [ha]	Saba Bank [ha]	Totaal [ha]
Nevelwoud	-	<4,5*	6	-	<10,5
Regenwoud	-	34	71	-	105
Droge tropische bossen	16.108	886	579	-	17.573
Sterk gedegradeerde droge tropische bossen	3154	900	393	-	4447
Grotten	>3*	< 1	< 1	-	>3
Stranden	305	5	<< 1	-	310
Zoutpannen en zoutmeren	3.813	-	-	-	3813
Mangrovebossen	365	-	-	-	365
Zeegrasvelden	395	120	20	-	535
Wiervelden	475	570	22	>>25.500*	26.567
Koraalriffen	866	1027	308	25.500	27.701
Open zee en diepzee EEZ (totaal = alle 6 eilanden, incl, Aruba, Curaçao, St. Maarten)	1.297.000	215.000	728.400	-	~8.100.000 ‡
<p>* Nevelwoud St. Eustatius: volgens beschikbare verouderde gegevens was er op de rand van de Quill krater maximaal 4,5 ha nevelwoud. Het huidige areaal is onbekend, maar mogelijk is het inmiddels verdwenen.</p> <p>Grotten Bonaire: de grotten op Bonaire worden in kaart gebracht. Ruim 3 hectare is een ruwe schatting.</p> <p>Wiervelden Saba Bank: het areaal wiervelden op de Saba Bank is beslist veel groter dan het areaal koraal, maar dient nog in kaart te worden gebracht.</p> <p>‡ Bron: Soons (2011).</p>					

Tabel 2.1.2 geeft de oppervlakten van de verschillende habitats binnen Caribisch Nederland. Het oppervlak aan nevel- en regenwoud komt alleen voor op de bovenwindse eilanden St. Eustatius en Saba. De oppervlakten zijn gebaseerd op de meest recente vegetatieopnames, maar die zijn nog altijd van meer dan 15 jaar geleden. Of de 4,5 ha nevelwoud op St. Eustatius nog steeds aanwezig is, is dan ook de vraag. Van alle habitats (naast zoetwater, dat hier niet behandeld wordt) zijn regen- en nevelwoud het zeldzaamst. Daarnaast zijn zij ook wellicht het kwetsbaarst voor klimaatverandering.

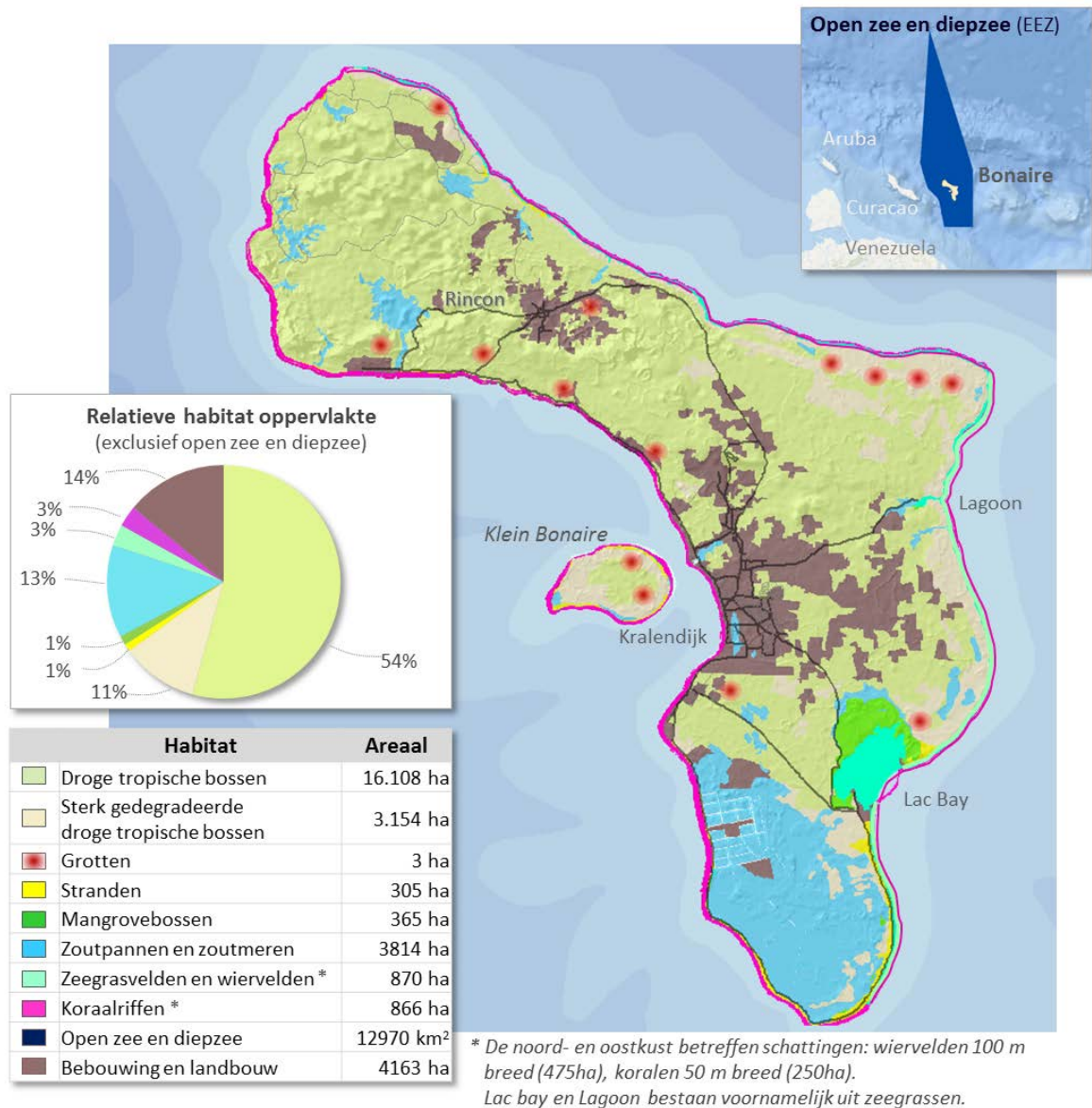
Grotten zijn ook zeldzaam, maar dan vooral op Saba en St. Eustatius die geheel van vulkanisch gesteente zijn.

Alle habitats kennen een zekere vorm van degradatie. Bij de droge tropische bossen is 20% van het totaalareaal zo sterk gedegradeerd (vooral als gevolg van overbegrazing), dat het niet is gerekend als deel van het bestaand areaal van droge tropische bossen maar apart gemeld wordt als "sterk gedegradeerde droog tropisch bos" (Tabel 2.1.2). Grotten komen vooral voor in het kalkgesteente van Bonaire. Het areaal is ruwweg geschat op ruim 3 hectare. De grotten van Bonaire worden momenteel (2017) in kaart gebracht en dit zal mogelijk uitwijzen in hoeverre van onderschatting (of wellicht overschatting) sprake is.

Stranden zijn vooral aanwezig op Bonaire (98% van totaal in Caribisch Nederland) en in veel mindere mate op St. Eustatius. Op het steile Saba is nauwelijks strand aanwezig. Zoutpannen en zoutmeren (salinas) komen alleen voor op Bonaire, vooral in het zuiden waar ze een functie hebben in de productie van zeezout. Ook Mangrovebossen komen alleen op Bonaire voor. Mangrovebomen kunnen op verschillende locaties worden aangetroffen, maar van mangrovebos is eigenlijk alleen sprake in Lac-baai. Er is op onze kaarten geen onderscheid gemaakt tussen zeegrasvelden en wiersvelden. Bijna 75% van de zeegrasvelden in Caribisch Nederland komt voor op Bonaire en ruim 20% op St. Eustatius. Op de Saba Bank groeien geen zeegrassen, wel komen hier grote wiersvelden voor. De grootte van de wiersvelden op de Saba Bank is onbekend, maar waarschijnlijk is het groter dan het areaal koraalriffen. Naar schatting groeit circa 98% van de wiersvelden in Caribisch Nederland op de Saba Bank. Ook komt hier circa 92% van de koraalriffen van Caribisch Nederland voor. De in de duiksport beroemde riffen van Bonaire zijn dan ook nog altijd circa 30x kleiner in omvang dan de riffen van de Saba Bank. Met ruim 2 miljoen hectare vormen de open zee en diepzee het grootste habitat van Caribisch Nederland.

2.1.3 Kaarten

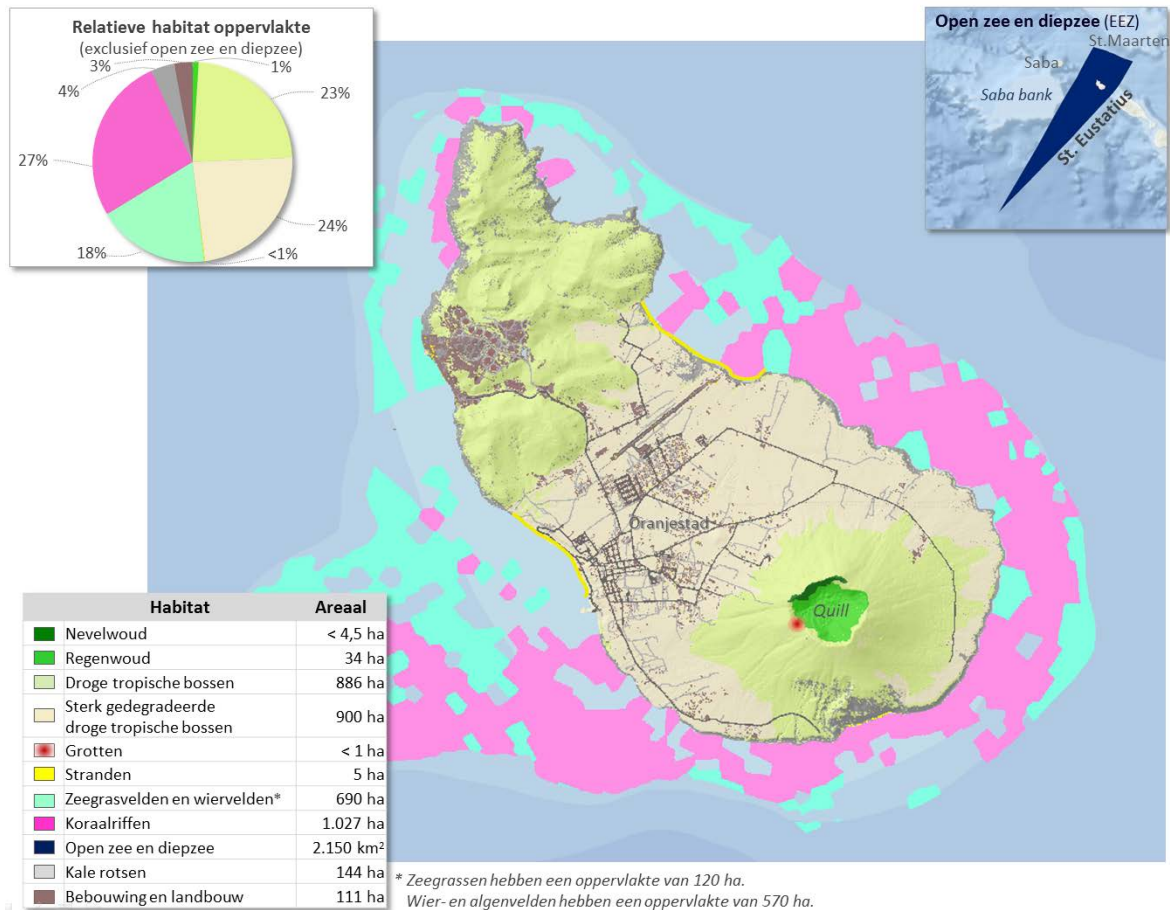
Bonaire



Figuur 2.1.2- Habitats van Bonaire.

Figuur 2.1.2 toont de ruimtelijke spreiding van de verschillende habitats op Bonaire. Droge tropische bossen zijn afgeleid van de landschaps-ecologische vegetatie kaart van de Freitas et al. (2005). 'Undulating hills', 'Escarpements' (E), 'Higher terraces' (TH), 'Middle terraces' (TM) en 'Lower terraces' (TL) zijn geïnterpreteerd als droge tropische bossen met uitzondering van TL1, TL2, TL3, TL4, TL5, TM1, TM2 en TM5 die als gedegreerde tropische bossen zijn aangemerkt. Grotten zijn ingebracht door F. Simal (pers. comm. 2017). Stranden zijn wederom gebaseerd op de Freitas et al. (2005); de klassen B1, B2 en B3. Zoutpannen en zoutmeren op basis van de klassen S2 en W van de Freitas et al. (2005) met aanvullingen van E. Dijkman (pers. comm. 2013). Zeegrasvelden in Lac zijn bepaald door de Ramsar begrenzingsen en op advies van S. Engel (pers. comm. 2017). De ligging en omvang van zeegrasvelden aan de noord- en oostkust is afgeleid aan de hand van persoonlijke ervaring (A. Debrot en F. Simal, pers. comm. 2017). Koralen aan de westkust, zuidkust en van Klein Bonaire zijn afkomstig van van Duyl (1985) en Dijkman et al. (2012). De omvang van de diepzee is gebaseerd op de grootte van de Exclusieve Economische Zones (EEZ) (Meesters et al., 2010) verminderd met de omvang van de koralen, zeegrasvelden en ondiepere zeebodems.

St. Eustatius



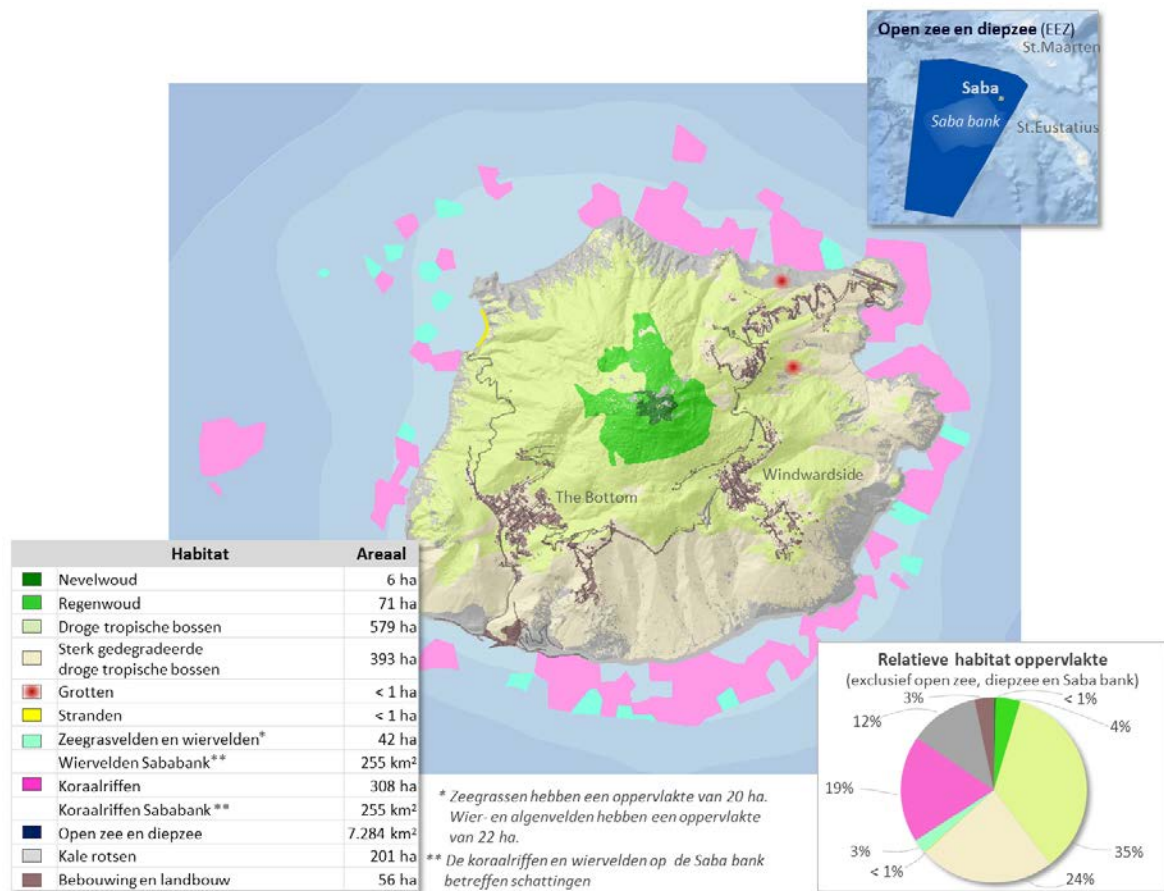
Figuur 2.1.3. – Habitats van St. Eustatius.

Figuur 2.1.3. toont de ruimtelijke spreiding van de habitats op St. Eustatius. De terrestrische habitats zijn gebaseerd op een combinatie van de op veldwerk gebaseerde vegetatiekaart (de Freitas et al., 2012) en op recenter hoge resolutie satellietbeelden gebaseerd landgebruik (Smith et al., 2013). De vegetatieklasse M1 (*Myrcia*) is weergegeven als regenwoud. 'Lowlands', 'hills' en 'mountains' zijn aangemerkt als droge tropische bossen met uitzondering van de klassen L2 en M9 die gedegreerd tropisch bos aangeven. Invasieve flora (bijv. *Coralita*) is ook opgenomen als gedegreerd. Op advies van J. de Freitas en A. Debrot (pers. comm., 2017) is een rand op de vulkaan Quill, die niet is verkend tijdens het veldwerk voor de vegetatiekaart, opgenomen als nevelwoud. De aanwezigheid en locatie van grotten en stranden zijn ingeschat op basis van expertgesprekken met A. Debrot (2017). Mariene habitats zijn gebaseerd op Debrot et al. (2014). De omvang van de diepzee is gebaseerd op de grootte van de EEZ (Meesters et al., 2010) verminderd met de omvang van de koralen, zeegrasvelden en ondiepere zeebodems.

Saba en Saba Bank

Figuur 2.1.4. toont de ruimtelijke spreiding van de habitats op Saba. De terrestrische habitats zijn gebaseerd op een combinatie van de op veldwerk gebaseerde vegetatiekaart (de Freitas et al., 2016) en op recenter hoge resolutie satellietbeelden gebaseerd landgebruik (Smith et al. 2013). De vegetatieklasse M1 (*Heliconia*) betreft het nevelwoud; de klasse M2 (*Philodendron Marcavia*) is regenwoud. De overige vegetatieklassen geven droog tropisch regenwoud aan. De klassen M7 en M8 representeren gedegreerd droog tropisch regenwoud. Invasieve flora (bijv. *Coralita*) is ook opgenomen als gedegreerd. De aanwezigheid en locatie van grotten en stranden zijn ingeschat op basis van expertgesprekken met A. Debrot (2017). Mariene habitats zijn gebaseerd op van Kuramee en van Rouendal (2013). De omvang van de diepzee is gebaseerd op de grootte van de EEZ (Meesters et al., 2010) verminderd met de omvang van de koralen, zeegrasvelden en ondiepere zeebodems. De habitats voor de Saba Bank zijn te incompleet bekend om hier op kaart te presenteren.

Van Saba is bekend dat in het verleden vrijwel overal landbouw plaatsvond waardoor primaire vegetatie vrijwel niet meer voorkomt anders dan op de steilste hellingen. De laatste dertig jaar is de landbouw grotendeels verdwenen en is de vegetatie zich overal aan het herstellen.



Figuur 2.1.4. – Habitats Saba en Saba Bank.

Bronnen

- Debrot, A. O., Erik Houtepen, Erik H. Meesters, Ingrid van Beek, Tania Timmer, Erik Boman, Martin de Graaf, Elze Dijkman, Ellard R. Hunting and David L. Ballantine, 2014. Habitat diversity and biodiversity of the benthic seascapes of St. Eustatius. IMARES Report C078/14, 43 pp
- Dijkman, E., van Dorland, G., van Duyl, F., 2012. opgehaald van <http://www.dcbd.nl/document/living-reef-map-bonaire> April 2017
- Duyl, F. van, 1985, Atlas of the living reefs of Curaco and Bonaire, uitgaven natuurwetenschappelijke studiekroeg voor Suriname en de Nederlandse Antillen, Thesis Vrij Universiteit Amsterdam 20.XI.1985
- Freitas, J. de, Nijhof, B., Rojer, A., Debrot, A., 2005. Landscape ecological vegetation map of the island Bonaire (Southern Caribbean), Royal Netherlands Academy of arts and sciences, CARMABI foundation
- Freitas, J. de, Rojer, A., Nijhof, B., Debrot, A., 2012. A landscape ecological vegetation map of Sint Eustatius (lessser Antilles), IMARES rapport c053/12
- Freitas, J. de, Rojer, A., Nijhof, B., Debrot, A., 2016. A landscape ecological vegetation map of Saba (Lesser Antilles), IMARES rapport c195/15
- Hansen, A.J., de Fries, R.S., Turner, W., 2004. Land Use Change and Biodiversity: A Synthesis of Rates Consequences during the Period of Satellite Imagery, in: Gutman, G., Janetos, A.C., Justice, C.O., Moran, E.F., et al. (Eds.), Land Change Science: Observing, Monitoring and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface. Series title Remote sensing and digital image processing (vol. 6) Publisher Kluwer Academic Publishers, pp. 277-300
- Kuramee, A., van Rouendal, E., 2013. Benthic habitat mapping in the coastal water of Saba Dutch Caribbean, internship coastal zone management,

-
- Meesters, H.W.G., Slijkerman, D.M.E., de Graaf, M., Debrot, A.O., 2010. Management plan for the natural resources of the EEZ of the Dutch Caribbean, IMARES report c100/10.
- Mücher, C.A., 2009. Geo-spatial modelling and monitoring of European landscapes and habitats using remote sensing and field surveys. PhD thesis Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, ISBN 978-90-8585-453-1, 269 pp.
- REP-CR (Regional ecosystem profile – Caribbean Region), 2016. EU Outermost Regions and Overseas Countries and Territories, Amandine Vaslet & Romain Renoux. BEST, Service contract 07.0307.2013/666363/SER/B2, European Commission, 261 pp + 5 Appendices, retrieved May 2017, http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/best/pdf/best-ecosystem_profile_caribbean_2016.pdf
- Smith, S., Mücher, C., Debrot, A., Roupioz, L., Meesters, H., Hazeu, G., Davaasuren, N., 2013. IMARES rapport c124/13
- Soons, 2011. Het Koninkrijk in de Caraïben: één groot zeegebied. Pp. 139-151, In: Besselink, L.F.M., Broekhuijse, I.L.A., Kummeling, H.R.B.M., Nehmelman, R. (eds.), De Toekomst van het Koninkrijk: een terugblik, Univ. Utrecht.
- Verweij, P., Meesters, E., Debrot, A., 2015. Indicators on the status and trends of ecosystems in the Dutch Caribbean, Alterra rapport 2544

2.2 Tropisch nevel- en regenwoud

Door: Henkens, R.J.H.G., Debrot, A.O. en J.A. de Freitas

2.2.1 Internationale beschermingsstatus

Binnen Caribisch Nederland komt tropische nevel- en regenwoud alleen voor op St. Eustatius en Saba. Door de geïsoleerdheid van de eilanden zijn de bossen en de vegetatietypen en fauna waaruit ze zijn samengesteld heel verschillend (De Freitas et al., 2012, 2016). In Beard (1949, 1955) bleken al de eilandelijke verschillen binnen eenzelfde type vegetatie. Een indicatie voor de internationale beschermingsstatus kan worden afgeleid van de classificatie binnen de WWF Neotropical Ecoregion. Het tropisch nevel- en regenwoud van St. Eustatius en Saba heeft daarin de status: kritisch/bedreigd (WWF, 2017).

2.2.2 Kenschets

Beschrijving

Dankzij de 600 m hoge Quill vulkaan op St. Eustatius en de 877 m hoge Mount Scenery op Saba komt er tropisch regenwoud en zelfs nevelwoud voor in Caribisch Nederland. Warme, vochtige lucht stroomt langs de hellingen omhoog, alwaar het afkoelt en wolken worden gevormd waarna het (eventueel) als regen maar veelal als mist weer neervalt. In tegenstelling tot de droge tropische bossen lager op de helling, blijkt de neerslag hier voldoende voor altijdgroen tropisch regenwoud en nevelwoud. Op de top van Mount Scenery bedraagt de gemiddelde neerslag mogelijk meer dan 2000 mm per jaar (Veenbos, 1955).

Goed beschermt tegen tropische stormen en orkanen groeien bomen in de Quill krater op St. Eustatius uit tot heuse woudreuzen, zoals de Kapokboom (*Ceiba pentandra*). Een klein deel van de kraterrand wordt aangeduid als nevelwoud, maar binnen Caribisch Nederland komt dit habitat vooral voor op Saba. Het nevelwoud kenmerkt zich doordat het vaak 'in de wolken' ligt, waardoor er een continue vochtige, schaduwrijke omgeving kan ontstaan. De met epifyten, zoals mossen, levermosses, varens, orchideeën (Boeken, 2014) en bromelia's begroeide boomtakken, absorberen het vocht van wolken en regen en geven dit druppelsgewijs af aan de omgeving. Het nevelwoud van Saba is uniek in de zin dat de dominante boomsoort Mountain Mahogany (*Freziera undulata*) hier tot 15 m hoogte kan reiken, waar dat elders in de Cariben zelden hoger is dan 6 m (bron: website www.dcnanature.org).

Relatief belang in het Caribisch gebied: beperkt

De oppervlaktes aan tropisch regen- en nevelwoud per eiland zijn berekend met GIS. De oppervlaktes in de Cariben zijn afgeleid van de (indicatieve) oppervlaktes weergegeven voor de WWF Ecoregio's. Op basis van deze cijfers (Tabel 2.2.1) blijkt het relatief belang van het tropisch regenwoud en nevelwoud van St. Eustatius en Saba beperkt. Echter, door de geïsoleerde ligging ten opzichte van andere regen- en nevelwouden en de verschillende samenstelling van flora en fauna, zijn de bossen toch tamelijk uniek.

Tabel 2.2.1. – Relatief belang van het tropisch nevel- en regenwoud in Caribisch Nederland en de Cariben als geheel.

	Oppervlak tropisch regenwoud en nevelwoud			Relatief belang binnen de Cariben	
	Eiland (ha)		Cariben (± ha)		% van totaal
	Regenwoud	Nevelwoud			
St. Eustatius	34	4.5*	103.600	<1	Beperkt
Saba	71	6	103.600	<1	Beperkt

* Mogelijk is het areaal nevelwoud op St. Eustatius reeds verdwenen.

2.2.3 Definitie habitat

Vegetatietypen

De Freitas et al. (2012, 2016) geven landschapsecologische vegetatiekaarten van resp. St. Eustatius en Saba, waarin resp. 13 en 9 vegetatietypen worden onderscheiden. Een aantal daarvan zijn onderdeel van het tropische regen- en nevelwoud (Tabel 2.2.2).

Tabel 2.2.2 – Vegetatietypen in het tropisch nevel- en regenwoud van St. Eustatius en Saba.

	St. Eustatius	Saba
Nevelwoud	NS (not surveyed)	Heliconia - Charianthus
Regenwoud	Myrcia – Quararibea	Philodendron - Marcgravia

2.2.4 Kwaliteitseisen

Tabellen 2.2.3 en 2.2.4 geven respectievelijk de abiotische randvoorwaarden aan en mogelijke typische soorten voor het tropisch regenwoud en nevelwoud op St. Eustatius en Saba.

Abiotische randvoorwaarden

Tabel 2.2.3. Schets van de belangrijkste abiotische randvoorwaarden voor tropisch nevel- en regenwoud.

Voedselrijkdom	Ze er voedselarm	Matig voedselarm	Licht voedselrijk	Matig voedselrijk	Ze er voedselrijk	Uiterst voedselrijk
Zuurgraad	Basisch	Zwak basisch	Neutraal	Zwak zuur	Matig zuur	Zuur
Vochttoestand	Ze er nat	Nat	Ze er vochtig	Vochtig	Matig droog	Droog

Typische soorten

Tabel 2.2.4 – Typische soorten van tropisch nevel- en regenwoud op St. Eustatius en Saba.

Gewone Naam (Ned. of Eng.)	Wetenschappelijk Naam	IUCN categorie	Soortgroep	Categorie ¹
Mountain Mahogany	<i>Freziera undulata</i>	DD	Planten (boom)	Cab
Sierran Palm	<i>Prestoea montana</i>	DD	Planten (boom)	Cab
Kapokboom; Silk Cottonree	<i>Ceiba pentandra</i>	DD	Planten (boom)	Cab
Saban Anole (endeem)	<i>Anolis sabanus</i>	DD	Reptielen	K
Saba Trembler	<i>Cincloerthia ruficauda</i> (pavida/tremula)	LC	Vogels	K
Bridled-quail Dove	<i>Gyotrigon mystacea</i>	LC	Vogels	K
Purple-throated Carib	<i>Eulampis jugularis</i>	LC	Vogels	K

Overige kenmerken van een goede structuur en functie

Vitaal regenwoud en nevelwoud leveren belangrijke ecosystemendiensten, zoals:

¹ Tot de typische soorten worden gerekend: Ca = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand; Cb = constante soort met indicatie voor goede biotische structuur; Cab = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand en goede biotische structuur; K = karakteristieke soort; E = exclusieve soort.

- vasthouden en levering van zoet water aan de lagergelegen lokale gemeenschappen is misschien wel de belangrijkste ecosysteemdienst. Daarnaast ook;
- vasthouden van sediment op steile hellingen en voorkoming van erosie;
- vastlegging van CO₂ in bodem en plant;
- gunstig effect op het lokale klimaat;
- unieke ecosystemen die belangrijk rollen spelen in de levenscyclus van inheemse soorten.

Kwaliteitseisen van de omgeving

De belangrijkste eis is de beschikbaarheid van voldoende water in de vorm van neerslag of wolken. Belangrijk is ook de afwezigheid van geïntroduceerde grazers en invasieve exoten.

2.2.5 Huidig voorkomen

De arealen aan tropisch regenwoud en nevelwoud op St. Eustatius en Saba zijn beperkt van omvang (zie figuren 2.1.3 en 2.1.4). Op St. Eustatius bevindt zich in de Quill krater 34 ha tropisch regenwoud. Langs de kraterrand bevindt zich vegetatie dat kan worden aangemerkt als nevelwoud (Stoffers, 1956), maar mogelijk is dit reeds verdwenen. Op Saba bevindt zich 71 ha regenwoud en 6 ha nevelwoud. In het verleden was er meer nevelwoud, maar in 1989 is ca. 0.5 ha gekapt voor de aanleg van telecommunicatie installaties.

Referentiewaarden zijn vooralsnog onbekend, waardoor het niet goed mogelijk is om vast te stellen in welke mate deze habitats voor- of achteruitgaan qua bedekkingsgraad, oppervlak en verspreiding.

2.2.6 Beoordeling landelijke Svl

Trends

Langetermijn monitoringgegevens zijn niet beschikbaar, zodat een duidelijke trend niet kan worden weergegeven. Wel zijn er aanwijzingen voor trends door de vergelijking van de Freitas et al. (2012, 2016) met vegetatiekaarten van ruim 60 jaar geleden (Stoffers, 1956). Hieruit blijkt dat het nevelwoud op de rand van de Quill krater op St. Eustatius nagenoeg verdwenen is.

Ook op Saba blijkt het nevelwoud in 1999 (een jaar na Orkaan Georges 1998) grotendeels verdwenen en blijkt dit habitat als gevolg van tropische orkanen te zijn 'teruggezet' naar eerdere successiestadia (Freitas et al. 2016). Volgens De Freitas (2016) blijkt uit studies in de regio dat herstel tientallen jaren kan duren (Weaver, 2000, 2008), als het al optreedt, gezien de huidige begrazingsdruk door o.a. geiten. Hoe het nevelwoud er anno 2017 bijstaat is niet duidelijk.

Ook over de recente ontwikkelingen in oppervlakte en samenstelling van het tropisch regenwoud kan weinig gezegd worden.

Recente ontwikkelingen: ecentelijke ontwikkelingen zijn niet duidelijk.

In het orkaanseizoen van 2017 raasden drie orkanen over de bovenwindse eilanden. Terwijl de meeste schade plaatsvond op St. Maarten, ondervond de natuur van Saba en Sint Eustatius ook grote schade, zowel op land als onderwater. De zeer kwetsbare tropische regen en nevelwoud bossen van Saba en St. Eustatius zijn ongetwijfeld zwaar getroffen maar hier is in kwantitatief opzicht niets over bekend.

Beoordeling verspreiding: matig ongunstig

Het natuurlijk verspreidingsgebied van het tropisch regen- en nevelwoud in de Cariben beperkt zich tot hooggelegen gebieden, hier vooral rond vulkaantoppen, zoals op Monserrat, Nevis, St. Christopher, St. Eustatius (Quill) en Saba (Mount Scenery). Het tropisch regen- en nevelwoud is dan ook wijdverspreid in de Caribische regio, maar de geïsoleerdheid maakt dat er per eiland verschillen zijn in vegetatietypen, wat elk bos weer tamelijk uniek maakt.

Beoordeling oppervlak: matig ongunstig

Het oppervlak aan tropisch regen- en nevelwoud in Caribisch Nederland is met slechts enkele hectares bijzonder klein. Het absolute oppervlak is dan ook zeer ongunstig, maar gezien de beperkt aanwezige abiotische groeiomstandigheden ligt dit wel in de buurt van het potentieel mogelijke oppervlak. In het verleden (1989) is enig oppervlakteverlies opgetreden op Saba als gevolg van de installatie van telecommunicatie. Herstel is waarschijnlijk uitgebleven.

Beoordeling kwaliteit: zeer ongunstig

Abiotische randvoorwaarden: De abiotische randvoorwaarden zijn slechts beperkt aanwezig maar lijken gunstig, al is het onduidelijk in hoeverre klimaatverandering de groeiomstandigheden (negatief) gaat beïnvloeden.

Typische soorten: Mogelijk typische soorten, die wat zeggen over de kwaliteit van het tropisch regen- en nevelwoud zullen nog moeten worden aangewezen en gemonitord, zoals bijvoorbeeld de Mountain Mahogany die door de Saba Conservation Foundation wordt gemonitord (bron: www.DCNAnature.org).

Overige kenmerken: Orkanen blijken een vernietigend effect te (kunnen) hebben op het tropisch regen- en nevelwoud. Illegale begrazing door geiten, koeien e.d. maakt dat herstel traag gaat of uitblijft en dat habitatkwaliteit wordt aangetast. Dit gaat vervolgens ook ten koste van de fauna, zoals geconstateerd voor vlinders (Debrot et al., 1999). Loslopend vee komt ook voor in de officieel beschermde gebieden. In het gedegradeerde gebied zijn bepaalde invasieve exoten zeer problematisch en ook deze staan een natuurlijk herstel in de weg (Burg et al., 2012; Smith et al. 2014).

Beoordeling toekomstperspectief: zeer ongunstig

Het oppervlakteverlies aan tropisch regen- en nevelwoud kan nog afnemen als gevolg van klimaatverandering. Verstedelijking is geen grote bedreiging daar deze vegetatiezone onprettig is voor bewoning door excessieve vochtigheid. Wat de effecten van klimaatverandering zullen zijn, zoals langere droge perioden en meer en heftiger tropische stormen zal de toekomst uitwijzen. Mogelijk 'kruipt' het tropisch regenwoud met het stijgen van de temperaturen omhoog (mits daarvoor de ruimte is), door een transitie naar droog tropisch bos. De restanten van het nevelwoud op St. Eustatius gaat op relatief korte termijn waarschijnlijk verloren en op wat langere termijn waarschijnlijk ook het 'plukje' nevelwoud (6 ha) op Saba. Een vitaal veerkrachtig tropisch regen- en nevelwoud zal de effecten van klimaatverandering beter kunnen opvangen dan het huidige gedegradeerde habitat.

De beoordeling voor het tropisch nevelwoud en regenwoud zijn gelijk en het eindoordeel voor beide habitats is zeer ongunstig, vooral voor het nevelwoud.

Tropisch nevelwoud en regenwoud	2017
Verspreiding	Matig ongunstig
Oppervlakte	Matig ongunstig
Kwaliteit	Zeer ongunstig
Toekomstperspectief	Zeer ongunstig
Beoordeling Landelijke Svl	Zeer ongunstig

2.2.7 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstellingen

Lange termijn doelen

Het streefbeeld voor een gunstige Svl is een behoud van de huidige verspreiding en oppervlakte, en een verbetering van de kwaliteit.

Korte termijn (5 jaar) doelen

Verbeteren van de kwaliteit dient vooral te gebeuren door het terugdringen van de overbegrazing door loslopend vee en het beheren van invasieve soorten zoals *Philodendron giganteum* (van der Burg et

al., 2012). Ook is het opzetten van en vergaring van kennis over kweekmethoden van belangrijke lokale plantensoorten en het experimenteren met herbeplanten aan te raden.

2.2.8 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Belangrijkste bedreigingen		Management acties
Klimaatverandering	Verlenging van de droge periode en hogere temperaturen, leidt mogelijk tot transitie naar droog tropisch bos en daardoor verlies van regen- en nevelwoud. Frequenter en heftiger tropische orkanen en regenval tijdens de natte periode met mogelijk vernietigende effecten op het bos.	Terugdringen van lokale bedreigingen om zodoende een zo vitaal en veerkrachtig mogelijk droog tropisch bos te realiseren, wat beter in staat is om te herstellen van de gevolgen van klimaatverandering.
Loslopend vee	Geiten zijn klimmers en worden ook op Mount Scenery en in de Quill krater aangetroffen (de Freitas 2012, 2016). Dit leidt tot degradatie van het habitat waardoor veranderingen in vegetatiesamenstelling en fauna optreden.	<ul style="list-style-type: none"> • Terugdringen overbegrazing en actief beheer van vee, vooral in het beschermde Quill Nationaal Park (St. Eustatius) en Saba Nationaal Park. • Herbeblossing met inheemse soorten.
Invasieve soorten	Bepaalde invasieve soorten zijn inmiddels dominant binnen gedegradieerd habitat (planten) of verzwakken inheemse soorten (insecten). Dit gaat ten koste van de inheemse flora en fauna.	<ul style="list-style-type: none"> • Actief verwijderen van (invasieve) exoten. • Herbeblossing met bedreigde inheemse soorten.
Wettelijke bescherming	Het Saba Nationaal Park is slechts 35 ha groot. Het grootste deel van het regen- en nevelwoud van Saba is dan ook niet officieel beschermd.	Uitbreiding van het huidige 35 ha grote Saba National Park met het overige regen- en nevelwoud (en een deel van het droog tropisch bos).

2.2.9 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Afgelopen jaren zijn er enkele onderzoeken uitgevoerd die een eerste inzicht geven van de huidige Svl van het tropisch regen- en nevelwoud. Vanwege de moeilijke toegankelijkheid en steilheid van het terrein is het gebied zelfs floristisch slecht bekend (en worden er voor de wetenschap nieuwe plantensoorten ontdekt) (Krings en Axelrod, 2013). Het is nu van belang om typische soorten te onderscheiden en een monitoringsysteem te implementeren. Enerzijds om lange termijn trends vast te kunnen stellen, anderzijds om de effecten van genomen beheersmaatregelen te kunnen evalueren.

Bronnen

- Beard, J.S., 1949. The natural vegetation of the Windward and Leeward Islands. Oxford Forestry Memoirs 21: 1-192.
- Beard, J.S., 1955. The classification of tropical American vegetation types. Ecology 36: 89-100.
- Boeken, M., 2014. Saba en zijn orchideeën. Orchideeën (Tijdschrift Ned. Orchid. Verenig.) 76 (5): 100-117.
- Burg, W.J. van der, Freitas, J.de, Debrot, A.O. & L.A.P. Lotz, 2012. Plant Research International, part of Wageningen UR PRI report 437. Naturalised and invasive alien plant species in the Caribbean Netherlands: status, distribution, threats, priorities and recommendations; Report of a joint Imares/Carmabi/PRI project financed by the Dutch Ministry of Economic Affairs, Agriculture & Innovation. Imares report C185/11: 86p.
- Debrot, A. O. et al., 1999. The butterfly fauna of Curaçao, West Indies: 1996 status and long-term species turnover. Caribbean Journal of Science 35: 184-194.
- Freitas, J.A. de, Rojer, A.C., Nijhof, B.S.J., Debrot, A.O., 2012. A landscape ecological vegetation map of Sint Eustatius (Lesser Antilles). Imares Report number C053/12. 61p.
- Freitas, J.A. de, Nijhoff, B.S.J., Rojer, A.C., Debrot, A.O., 2016, A landscape ecological vegetation map of Saba (Lesser Antilles). IMARES report C195/15. 52p.
- Krings, A., & F.S., Axelrod, 2013. *Gonolobus aloiensis* (Apocynaceae, Asclepiadoideae), a New Species from St. Eustatius. Systematic Botany, 38(4), 1132-1137.

-
- Smith, S.R., Burg, van der, W.J., Debrot, A.O., Buurt, G. van & J.A. de Freitas, 2014. Key Elements Towards a Joint Invasive Alien Species Strategy for the Dutch Caribbean. Imares Report number C020/14 PRI report number 550. 102p.
- Stoffers, A.L., 1956. The Vegetation of the Netherlands Antilles. Studies of the Flora of Curaçao and Other Caribbean Islands, I, 142.
- Veenenbos, J.S., 1955. A soil and land capability survey of St. Maarten, St. Eustatius, and Saba. Publ. Found. Sci. Res. Sur. Neth. Ant., Utrecht, The Netherlands. 11, 94 pp., ill., map.
- Weaver, P.L. 2000. Elfin woodland recovery 30 years after a plane wreck in Puerto Rico's Luquillo Mountains. *Carib. J. of Sci.* 36(1-2): 1-9.
- Weaver, P.L. 2008. Dwarf forest recovery after disturbances in the Luquillo Mountains of Puerto Rico. *Carib. J. of Sci.* 44(2): 150-163.
- WWF, 2017. Website WWF Ecoregions: <https://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt0134> April 2017

2.3 Droge tropische bossen

Door: Henkens, R.J.H.G., Debrot, A.O. en J.A. de Freitas

2.3.1 Internationale beschermingsstatus

Droog tropisch bos is in Latijns Amerika en de Cariben het meest bedreigde soort bos daar het vanwege de lage ligging vlak bij de kust en doorgaans vlakke hellingen het gemakkelijkst te ontginnen is voor landbouw en veeteelt (Ceballos & Garcia, 1995). Droge tropische bossen worden aangetroffen op alle drie de eilanden van Caribisch Nederland. Droog tropisch bos is in dit geval een verzamelnaam voor per eiland verschillende bossen en vegetatietypen waaruit ze zijn samengesteld (de Freitas et al. 2005, 2012, 2016). Ook de (internationale) status moet daarom per eiland worden bekeken. Een indicatie voor de internationale beschermingsstatus kan worden afgeleid van de classificatie binnen de WWF Neotropical Ecoregion. De droge tropische bossen van Bonaire hebben daarin de status: kritisch/bedreigd (WWF, 2017a). Hetzelfde geldt voor St. Eustatius (WWF, 2017b). Het droog tropisch bos van Saba heeft binnen deze classificatie de status: kwetsbaar (WWF, 2017c).

2.3.2 Kenschets

Beschrijving

Droge tropische bossen ondergaan jaarlijks een hete droge periode. De gemiddelde jaarlijkse regenval is voldoende voor boomgroei, maar deze boom- en plantensoorten moeten bestand zijn tegen lange periodes met lage regenval en weinig vocht. Er wordt onderscheid gemaakt tussen twee verschillende typen bos: altijdgroen droog tropisch bos en loof-verliezend droog tropisch bos (de Freitas et al., 2005, 2012, 2016):

- Altijdgroen droog tropisch bos: dit bostype bestaat vooral uit boom- en struiksoorten met diepe penwortels en dikke vlezige bladeren als adaptatie tegen waterverlies. Deze soorten blijven het hele jaar door groen en krijgen meestal zelfs bloemen en vruchten buiten de belangrijkste regenperiode. Dit bostype komt vaak voor op kalksteen of in de hogere delen van de droge bos zone tot 400-500 m hoogte.
- Loof-verliezend droog tropisch bos: dit bostype wordt gedomineerd door soorten die de meeste vitale levensfuncties in of rondom de regenperiode voltrekken. Bladval treedt dan op tijdens de droogste maanden om de soort te beschermen tegen excessief waterverlies. Deze planten dragen vooral tijdens het regenseizoen vrucht. Dit bostype komt vooral voor op vulkanische ondergrond en in de lagere delen van de droge bos zone.

Droge tropische bossen komen vooral voor op laaggelegen eilanden met weinig reliëf of aan de lizijde van bergachtige eilanden. De droge tropische bossen van Bonaire zijn vergelijkbaar met die van Aruba en Curaçao. Door de benedenwindse positie krijgen deze ABC-eilanden slechts ca. 350-550 mm regen per jaar (Bonaire gemiddeld 463 mm/jaar in de periode 1971-2000; de Freitas et al., 2005). Circa de helft hiervan valt in de periode oktober-december (Debrot & de Freitas, 1993). De vrijwel constante wind en hoge temperaturen zorgen voor een lage luchtvochtigheid en hoge verdamping. De Bonairiaanse droge bossen worden voor een groot deel gedomineerd door tot 6 m hoge cactussen met dominante soorten zoals: *Stenocereus griseus*, *Cereus repandus*, en *Pilosocereus lanuginosus* (Petit & Pors, 1996). Deze soorten bloeien en geven vruchten tijdens de droge periode en zijn daarmee van grote ecologische waarde voor de verschillende soorten fauna, waaronder vleermuizen en vogels. In het westelijke meer reliëfrijke deel van Bonaire, met wat hogere regenval, bestaat een wat soortenrijkere mix met 3 tot 4 m hoge loofboomsoorten, zoals *Prosopis juliflora*, *Acacia tortuosa*, *Haematoxylm brasiletto*, *Capparis indica*, *Celtis iguanaea*, *Malphigia punicifolia*, *Bourreria succulenta* en *Casearia tremula* (Debrot & de Freitas, 1993).

Cactussen komen ook voor in de lagergelegen droge bossen van St. Eustatius en Saba, maar zijn daar niet dominant. Deze bovenwindse eilanden krijgen dan ook circa twee keer meer regenval dan de droge bossen van Bonaire. Vooral de hoger gelegen droge bossen zijn dan veelal het hele jaar door groen. Maar ook hier valt de helft van de totale regenval in een relatief korte periode tussen augustus en november. De gemiddelde jaarlijkse regenval op St. Eustatius is 986 mm, op Saba 760 mm (periode 1971-2000, Meteorological Service of the Netherlands Antilles & Aruba; uit de Freitas et al., 2012 en 2016). De jaarlijkse regenval kan sterk fluctueren als gevolg van de frequentie van bijvoorbeeld orkanen. Het maakt echter vooral veel uit op welke hoogte wordt gemeten. De gemiddelde regenval voor Saba is gemeten op 30 m (niveau vliegveld), maar gaat over de 2000 mm

richting de 877 m hoge top van Mount Scenery. Met het toenemen van de hoogte gaat het droge tropische bos dan ook over in tropisch regenwoud en zelfs nevelwoud.

Relatief belang in het Caribisch gebied: beperkt tot zeer groot

De oppervlaktes aan droog tropisch bos per eiland zijn berekend met GIS. De oppervlaktes in de Cariben zijn afgeleid van de (indicatieve) oppervlaktes weergegeven voor de WWF Ecoregio's (WWF 2017a, 2017b, 2017c). Op basis hiervan (Tabel 2.3.1) blijkt het relatief belang van de droge tropische bossen in Caribisch Nederland beperkt (Saba), groot (St. Eustatius) tot zeer groot (Bonaire).

Tabel 2.3.1. – Relatief belang van het droog tropische bos van Caribisch Nederland binnen de Cariben als geheel.

	Oppervlak droog tropisch bos (ha)			Relatief belang binnen de Cariben
	Eiland (ha)	Cariben (± ha)	% van totaal	
Bonaire	19.262	51.800	37	Zeer groot
St. Eustatius	1.786	12.950	14	Groot
Saba	972	155.399	1	Beperkt

2.3.3 Definitie habitat

Droog tropisch bos is het meest voorkomende type bebossing binnen Caribisch Nederland. Het onderscheidt zich van tropisch regen- en nevelwoud op basis van internationaal geaccepteerde criteria. Dit soort bos is erg variabel en ziet er beduidend anders uit op verschillende eilanden en op verschillende hoogtes op hetzelfde eiland. Zo is dit soort bos in het droge seizoen op Bonaire veelal bruin en grijs van kleur wanneer het meeste loof van de bomen is gevallen. Op de hogere vulkaanflanken van Saba en St. Eustatius is dit bos het hele jaar door groen.

Vegetatietypen

De Freitas et al. (2005, 2012, 2016) geven landschapsecologische vegetatiekaarten van alle drie de eilanden binnen Caribische Nederland. Er worden 18, 13 en 9 vegetatietypen onderscheiden op respectievelijk Bonaire, St. Eustatius en Saba. Veel daarvan zijn onderdeel van het droog tropisch bos (zie tabel 2.3.2).

Tabel 2.3.2 – De vegetatietypen in de droge bossen van Bonaire, St. Eustatius en Saba.

Bonaire	St. Eustatius	Saba
Coccoloba – Metopium	Pisonia - Eugenia	Philodendron - Cordia
Haematoxylon – Antirhea	Pisonia - Justicia	Inga - Pharus
Acacia – Caesalpinia	Capparis - Gymnanthes	Coccoloba - Myrcianthus
Cordia – Melochia	Antirhea - Dodonaea	Swietenia - Leucaena
Croton – Haematoxylon	Pisonia - Ayenia	
Prosopis – Opuntia	Antigonon	
Casearia – Prosopis		
Casearia – Bourreria		

2.3.4 Kwaliteitseisen

Abiotische randvoorwaarden

Tabel 2.3.3 geeft de abiotische randvoorwaarden voor het droog tropisch bos van Caribisch Nederland.

Tabel 2.3.3 - Schets van de belangrijkste abiotische randvoorwaarden voor droog tropisch bos.

Voedselrijkdom	Zeer voedselarm	Matig voedselarm	Licht voedselrijk	Matig voedselrijk	Zeer voedselrijk	Uiterst voedselrijk
Zuurgraad	Basisch	Zwak basisch	Neutraal	Zwak zuur	Matig zuur	Zuur
Vochttoestand	Zeer nat	Nat	Zeer vochtig	Vochtig	Matig droog	Droog

Typische soorten

Tabel 2.3.4 geeft mogelijke typische soorten die op alle drie de eilanden van Caribisch Nederland voor kunnen komen. Het zijn cactussen en vleermuizen die, in ieder geval op Bonaire, een cruciale rol vervullen in de ecologie van het eiland. De door de vleermuizen bestoven zuilcactussen, dragen vrucht in de lange droge periode. Ook meer zeldzame soorten kunnen een rol vervullen als typische soort (zie de Freitas, 2008).

Tabel 2.3.4 – Mogelijke typische soorten van droge tropische bossen die zowel op Bonaire, St. Eustatius als Saba kunnen voorkomen.

Gewone Naam (Ned. of Eng.)	Wetenschappelijk Naam	IUCN categorie	Soortgroep	Categorie 2
Cactus	<i>Stenocereus griseus</i>	LC	Cactus	Cab
Cactus	<i>Cereus repandus</i>	LC	Cactus	Cab
Cactus	<i>Pilosocereus lanuginosus</i>	LC	Cactus	Cab
Lesser Longnose Bat / Langsnuitvleermuis	<i>Leptonycteris curasoae</i>	VU	Vleermuizen	E
Common Long-tongued Bat / Langtongvleermuis	<i>Glossophaga longirostris</i>	DD	Vleermuizen	E

Overige kenmerken van een goede structuur en functie

Gezonde droge tropische bossen leveren belangrijke ecosystemendiensten, zoals:

- vasthouden van sediment en voorkoming van kusterosie;
- vasthouden van zoet water;
- vastlegging van CO₂ in bodem en plant;
- gunstig effect op het lokale klimaat.

Kwaliteitseisen van de omgeving

Een lange droge periode is kenmerkend voor de droge tropische bossen van Caribisch Nederland. Ook de aanwezigheid van zuilcactussen en de nectar-etende Langsnuitvleermuis en/of Langtongvleermuis is, in ieder geval voor Bonaire, belangrijk voor dit habitat. De afwezigheid van geïntroduceerd grazend vee en bepaalde invasieve exoten is bepalend voor de biodiversiteit van dit habitat.

2.3.5 Huidig voorkomen en referentiewaarden

Het grootste areaal droog tropisch bos binnen Caribisch Nederland, (19.262 ha), bevindt zich op Bonaire. De eilanden St. Eustatius en Saba zijn veel geringer in omvang en bovendien bergachtiger, waardoor het droge tropische bos hoger op de helling overgaat in tropische regenwoud. Op deze eilanden bevindt zich resp. 1786 ha en 972 ha. Al deze bossen kennen een bepaalde mate van

² Tot de typische soorten worden gerekend: Ca = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand; Cb = constante soort met indicatie voor goede biotische structuur; Cab = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand en goede biotische structuur; K = karakteristieke soort; E = exclusieve soort.

degradatie, maar een aanzienlijk deel kan worden beschouwd als sterk gedegradieerd Freitas et al. 2005, 2012, 2016). Op Bonaire is dat bijvoorbeeld liefst 3.154 ha (16% van het totaal droog tropisch bos op het eiland), op St. Eustatius 900 ha (50%) en op Saba 393 ha (40%).

Terwijl de aantasting overduidelijk is, zijn referentiewaarden toch onbekend, en ontbreken meerjarige monitoringdata waardoor het niet goed mogelijk is om vast te stellen in welke mate dit habitat in recente jaren voor- of achteruit gaat qua bedekkingsgraad, oppervlak en verspreiding. Vergeleken met het historische tijdperk kan wel gesteld worden dat het areaal veel minder is geworden (Freitas et al, 2005, 2012, 2016). De meest landbouw, veeteelt en bebouwing heeft vooral het droog tropisch bos beïnvloed.

2.3.6 Beoordeling landelijke Svl

Trends

In tegenstelling tot tropisch regen- en nevelwoud zijn de droge tropische bossen wel geschikt voor menselijke bewoning. Ook zijn deze bossen in het verleden intensief gebruikt voor agrarische doeleinden en worden ze tot op heden intensief begraasd. Daardoor is veel van dit soort bos heden ten dage gedegradieerd tot gras en struiklanden en is het als droog tropisch bos niet als zodanig herkenbaar. Lange termijn monitoringgegevens zijn echter niet beschikbaar, zodat een duidelijke trend niet kan worden weergegeven. Wel zijn er indicaties voor een negatieve trend, vooral als gevolg van overbegrazing en invasieve exoten.

Recente ontwikkelingen

Binnen Caribisch Nederland worden op Bonaire enkele herbebossingsprojecten uitgevoerd, gesubsidieerd met de Natuurgelden van de Rijksoverheid. NGO Echo heeft onder andere vier omheinde gebieden van één-hectare herbebost. Gedurende het regenseizoen van 2016-2017 zijn 3000 bomen geplant in drie van deze gebieden. Eerder is al 3 hectare met 500 bomen beplant bij Echo's Centrum in Dos Pos (pers. mede. Lauren Schmaltz, NGO Echo). In 2006 en 2007 is herbebossing van het Washington-Slagbaai Nationaal Park gestart met de succesvolle herintroductie van zeldzame inheemse en droogteresistente bes- en fruitdragende boomsoorten. Geiten zijn sinds begin jaren '80 verwijderd van Klein Bonaire (687 ha) en een herbebossingsproject is hier uitgevoerd in de periode 2006-2009 waardoor de fauna weer begint terug te komen (Debrot, 2013).

Naast grazers zijn invasieve planten en invasieve insecten een groot probleem. Zo waren de kustgebieden van Saba tot voor kort dicht bebost met de boomsoort White cedar (*Tabebuia heterophylla*), welke door een plaag van invasieve insecten praktisch is uitgeroeid. Hetzelfde geldt voor de *Opuntia (triacantha)* cactus. Het *Coccoloba - Ardisia* vegetatietype is gedegradieerd en afgenomen in omvang. De Freitas et al. (2012) wijten dat aan de invloed van orkanen en/of vraat door geiten. Enkele van de meest problematische flora soorten zijn de Corallita (*Antigonon leptopus*) of Mexican Creeper, een klimplant die als tuinplant is geïntroduceerd maar nu de natuurlijke vegetatie verdringt op St. Eustatius en Saba. Ook Donnagras (*Bothriochloa pertusa*) is een probleem op de bovenwindse eilanden omdat het natuurlijke grassen verdringt, vooral op St. Eustatius. Op Bonaire vormen de invasieve Rubberliaan (*Cryptostegia grandiflora*) en de Neem boom (*Azadirachta indica*) de twee meest bedreigende invasieve plantensoorten (Debrot et al., 2011). In een complementaire lijst zijn nog eens 80 potentieel invasieve flora soorten geregistreerd die nader moeten worden onderzocht (van der Burg et al., 2012). Positieve ontwikkeling is de natuurlijke successie op voormalige landbouwgronden (De Freitas, 2016).

Beoordeling verspreiding: matig ongunstig

De droge tropische bossen zijn wijd verspreid in de Caribische regio, maar per eiland zijn er verschillen in vegetatietypen wat elk droog tropisch bos tamelijk uniek maakt. Het natuurlijk verspreidingsgebied wordt beoordeeld als matig ongunstig.

Beoordeling oppervlak: matig ongunstig

De droge tropische bossen van Caribisch Nederland zijn relatief goed beschermd in beschermde gebieden zoals Washington Slagbaai en Klein Bonaire (beide Bonaire) en Quill/Boven Nationaal Park (St. Eustatius). In het verleden is het nodige oppervlak verloren gegaan als gevolg van verstedelijking en landbouw. Het oppervlak wordt daarom beoordeeld als matig ongunstig.

Beoordeling kwaliteit: zeer ongunstig

Abiotische randvoorwaarden: De abiotische randvoorwaarden lijken gunstig. Herbebossingsprojecten blijken goed aan te slaan (Debrot, 2013). In hoeverre klimaatverandering al een rol speelt is niet duidelijk.

Typische soorten: Mogelijk typische soorten zoals zuilcactussen en nectar-etende vleermuizen, worden nog niet of nauwelijks gemonitord zodat hierover geen uitspraak kan worden gedaan.

Overige kenmerken: Dit habitat is binnen en buiten het verstedelijkte gebied in meerdere of mindere mate gedegradeerd, met name vanwege illegale maar gedoogde begrazing door geiten, ezels en varkens. Ook in officieel beschermde gebieden komt loslopend vee veeltalig voor. Op Bonaire, St. Eustatius en Saba kan respectievelijk zelfs 16%, 50% en 40% van het oppervlak van dit habitat, worden beschouwd als sterk gedegradeerd. Een verandering in vegetatie leidt ook tot verandering in fauna, zoals waargenomen voor vlinders (Debrot et al., 1999). In het gedegradeerde gebied zijn bepaalde invasieve exoten zeer problematisch geworden en deze staan een natuurlijk herstel in de weg (van der Burg et al., 2012; Smith et al., 2014). De enkele uitgerasterde en herbepante terreinen zijn hoopgevend maar nog niet volgroeid. De kwaliteit wordt al met al beoordeeld als zeer ongunstig.

Beoordeling toekomstperspectief: zeer ongunstig

Het oppervlakteverlies aan droog tropisch bos, vooral als gevolg van toenemende verstedelijking, is substantieel. Zo is aan de noordzijde van de Quill-helling een landgoed met luxe villa's gebouwd en bestaat het gevaar dat de bebouwing oprukt tot de grenzen van het nationaal park. De kwaliteit leidt voorts sterk onder de al eerdergenoemde begrazing en invasieve exoten. Een einde aan dit probleem lijkt nog niet in zicht. Wat de effecten van klimaatverandering zullen zijn, zoals langere droge perioden en meer en heftiger tropische stormen zal de toekomst uitwijzen. Een gezond veerkrachtig droog tropisch bos zal de effecten van klimaatverandering beter kunnen opvangen dan het huidige gedegradeerde habitat. Het toekomstperspectief wordt al met al beoordeeld als zeer ongunstig.

Aspect droge tropisch bossen	2017
Verspreiding	Matig ongunstig
Oppervlakte	Matig ongunstig
Kwaliteit	Zeer ongunstig
Toekomstperspectief	Zeer ongunstig
Beoordeling Landelijke SvI	Zeer ongunstig

2.3.7 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstellingen

Lange termijn doelen

Het streefbeeld voor een gunstige SvI is een instandhouding van de huidige verspreiding, uitbreiding van het oppervlak (bijvoorbeeld op Klein Bonaire) en een verbetering van de kwaliteit, vooral in de zin van bedekkingsgraad en floristische diversiteit.

Korte termijn (5 jaar) doelen

Verbeteren van de kwaliteit dient vooral te gebeuren door het terugdringen van de overbegrazing door loslopend vee en het beheeren van invasieve soorten zoals Corralita (*Antigonon*) op St. Eustatius. Herbebossingsprojecten met belangrijke en/of zeldzaam geworden inheemse soorten in gebieden die vrij zijn van grazend vee, kunnen het oppervlak vergroten en het herstelproces versnellen.

2.3.8 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Belangrijkste bedreigingen		Management acties
Loslopend vee	Degradatie van het land, met name door overbegrazing door loslopend vee, waardoor veranderingen in vegetatiesamenstelling en fauna optreedt. Ook spoelt het sediment bij slagregens in zee wat een desastreus effect heeft op mariene habitats zoals mangroven, wier- en zeegrasvelden en koraalriffen.	<ul style="list-style-type: none"> • Terugdringen overbegrazing en actief beheer van vee. • Herbebossing met inheemse soorten.
Verstedelijking	Volgens CBS-cijfers ³ groeit de bevolking van Caribisch Nederland. Dat zal voorlopig waarschijnlijk ook niet stoppen, getuige bijvoorbeeld Bonaire's "Eiland Master Plan" (verdubbeling tot 30.000 in 2030) en het St. Eustatius Strategic Development Plan (Hoogenboezem-Lanslots et al., 2010). Ook het toerisme zal naar verwachting toenemen (UNWTO, 2016). Dat zal leiden tot verstedelijking, wat voor een groot deel ten koste zal gaan van (potentieel) droog tropisch bos.	<ul style="list-style-type: none"> • Duurzaam bouwen o.a. door te zorgen voor ecologische corridors en beplanting met inheemse bomen en struiken die habitat vormen voor inheemse soorten fauna. • Verbeteren van de kwaliteit van het droog tropisch bos ter compensatie van het (kwantitatieve) verlies aan bos areaal.
Invasieve soorten	Bepaalde invasieve soorten zijn inmiddels (zeer) dominant binnen gedegradeerde droge tropische bossen. Ze worden niet of nauwelijks gegeten door vee. Dit gaat ten koste van de inheemse flora en fauna.	<ul style="list-style-type: none"> • Terugdringen overbegrazing. • Actief verwijderen van (invasieve) exoten. • Herbebossing met inheemse soorten.
Klimaatverandering	Verlenging van de droge periode en hogere temperaturen. Frequenter en heftiger tropische stormen en regenval tijdens de natte periode.	Terugdringen van lokale bedreigingen om zodoende een zo vitaal en veerkrachtig mogelijk droog tropisch bos te realiseren, wat beter in staat is om de gevolgen van klimaatverandering op te vangen.
Verstoring	Verstoring van zuilcactus bestuivende vleermuizen door bezoek aan grotten.	Bescherming van zogenaamde vleermuisgrotten.
Wettelijke bescherming	Het Saba Nationaal Park is slechts 35 ha groot. Het grootste deel van het droog tropisch bos, zowel het altijdgroene bostype als het loofverliezend bostype, van Saba is dan ook niet officieel beschermd.	Uitbreiding van het Saba National Park met een representatief deel van het altijdgroene en loofverliezende droog tropisch bos.

2.3.9 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Afgelopen jaren zijn er een aantal onderzoeken uitgevoerd die een grof beeld hebben gegeven van de huidige Svl van droge tropische bossen. Het is nu van belang om typische soorten te onderscheiden en een monitoringsysteem te implementeren. Enerzijds om lange termijn trends vast te kunnen stellen, anderzijds om de effecten van genomen beheersmaatregelen te kunnen evalueren.

Bronnen

Burg, W.J. van der, Freitas, J.de, Debrot, A.O. & L.A.P. Lotz, 2012. Plant Research International, part of Wageningen UR PRI report 437. Naturalised and invasive alien plant species in the Caribbean Netherlands: status, distribution, threats, priorities and recommendations; Report of a joint Imares/Carmabi/PRI project financed by the Dutch Ministry of Economic Affairs, Agriculture & Innovation. Imares report C185/11: 86p.

³ Bron: CBS, Caribisch Nederland; bevolking (1 januari); geslacht, leeftijd:
<http://statline.cbs.nl/Statweb/publication/?VW=T&DM=SLNL&PA=80534NED&D1=0&D2=0&D3=0&D4=a&D5=8-14&HD=161103-1030&HDR=T,G3&STB=G1,G2,G4>

-
- Ceballos G. & A. Garcia, 1995. Conserving neotropical biodiversity: the role of dry forests in western Mexico. *Conservation Biology* 9(6): 1349-1356.
- Debrot, A.O. and J. A. de Freitas. 1993. A comparison of ungrazed and livestock-grazed rock vegetations in Curaçao. *Biotropica* 25(3): 270-280.
- Debrot, A.O. et al. 1999. The butterfly fauna of Curaçao, West Indies: 1996 status and long-term species turnover. *Caribbean Journal of Science* 35: 184-194.
- Debrot, A.O.; Graaf, M. de; Henkens, R.; Meesters, H.W.G.; Slijkerman, D.M.E., 2011. A status report of nature policy development and implementation in the Dutch Caribbean over the last 10 years and recommendations towards the Nature Policy Plan 2012 – 2017. Den Burg : IMARES, 2011 (Report C065/11).
- Debrot, Dolfi, 2013. Reforestation Initiatives on Klein Bonaire and Klein Curaçao. *Bionews* 07. P6-7.
- Freitas, J.A. de, Nijhof, B.S.J., Rojer, A.C., Debrot, A.O., 2005. A landscape ecological vegetation map of the island of Bonaire, southern Caribbean. CARMABI Foundation. 64p.
- Freitas, John A. de, 2008. Rare plant species, establishment of exclosures and recommendations for a monitoring program in exclosures in the Washington-Slagbaai Park (Bonaire). Carmabi Caribbean Research & management of biodiversity. 163p.
- Freitas, J.A. de, Rojer, A.C., Nijhof, B.S.J., Debrot, A.O., 2012. A landscape ecological vegetation map of Sint Eustatius (Lesser Antilles). Imares Report number C053/12. 61p.
- Freitas, J.A. de, Nijhoff, B.S.J., Rojer, A.C., Debrot, A.O., 2016, A landscape ecological vegetation map of Saba (Lesser Antilles). IMARES report C195/15. 52p.
- Hoogenboezem-Lanslots, K.M.A., Schenau, Y.M., van Leeuwen, R.J., Briene, M.F.M. & J.A. de Freitas, 2010. St. Eustatius strategic development plan. 58p.
- Petit, S. and L. Pors., 1996. Survey of columnar cacti and carrying capacity for nectar-feeding bats on Curaçao. *Conservation Biology* 10(3): 769-775.
- Smith, S.R., Burg, van der, W.J., Debrot, A.O., Buurt, G. van & J.A. de Freitas, 2014. Key Elements Towards a Joint Invasive Alien Species Strategy for the Dutch Caribbean. Imares Report number C020/14 PRI report number 550. 102p.
- UNWTO, 2016. Tourism highlights. 2016 edition. 16p.
- WWF, 2017a. Website WWF Ecoregions: <https://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt1302>
- WWF, 2017b. Website WWF Ecoregions: <https://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt0220>
- WWF, 2017c. Website WWF Ecoregions: <https://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt1310>

2.4 Grotten

Door: Henkens, R.J.H.G. en F. Simal

2.4.1 Internationale beschermingsstatus

Binnen de EU zijn grotten een beschermd habitattypen onder de Europese Habitatrichtlijn, met name vanwege het voorkomen van vleermuizen en andere vaak unieke fauna. In tegenstelling tot vele habitats in Europa, hebben grotten in de Cariben als habitat geen internationale beschermde status.

2.4.2 Kenschets

Beschrijving

Grotten komen vooral voor in relatief zacht kalkgesteente wat relatief goed oplost en erodeert onder invloed van water en wind. Saba en St. Eustatius hebben een vulkanische oorsprong. Op deze eilanden lijken grotten vooralsnog zeldzaam. Op Saba is de Sulphormine een soort grottenstelsel die sterk gewijzigd is door de mens. Daarnaast zijn er natuurlijke grotten in de steile klipwanden van Hell's Gate. Op St. Eustatius is er minstens één grot in de kraterwand van de Quill. Er is niets bekend over deze of mogelijk andere grotten van Saba noch St. Eustatius.

Het gesteente van Bonaire heeft voor ca. eenderde een vulkanisch oorsprong, maar bestaat voor de rest uit kalkgesteente uit het Kwartair. Hierin zijn in de loop van de tijd honderden droge en natte grotten ontstaan. Grotten kennen unieke levensvormen en vormen ook een cruciaal habitat voor ten minste vijf soorten vleermuizen. Dit zijn voor zover bekend de enige nog levende inheemse terrestrische zoogdieren van Caribisch Nederland, waarvan twee bovendien een sleutelrol vervullen in het terrestrische ecosysteem van Bonaire.

Relatief belang in het Caribisch gebied: beperkt

Bonaire kent honderden kalksteengrotten. Deze zijn vooral van belang voor vleermuizen. Recent onderzoek wijst uit dat Langsnuit Vleermuizen (*Leptonycteris curasoae*) kunnen pendelen tussen de Caribische eilanden van Bonaire, Curaçao, Aruba en het vasteland van Venezuela (Simal et al., 2015; DCNA, 2014; De Lannoy, 2013). Kalksteengrotten zijn uniek binnen Caribisch Nederland, maar binnen de Cariben als geheel is het belang beperkt. Veel van de grotten zijn verbonden met het grondwater en zijn belangrijke vindplaatsen voor inheemse zoet- en brakwatervissen en -garnalen (Debrot 2003a,b). Daarnaast zijn de wateren van de grotten de vindplaats van een rijke stygofauna. Er is redelijk veel taxonomisch werk verricht naar het voorkomen van de rijke endemische grondwaterfauna van Bonaire (Stock, 1976a,b; 1977a,b; Vonk en Stock, 1987; Pesce, 1985), maar er is vrijwel niets bekend over de ecologie van deze soorten.

2.4.3 Definitie habitat

Bonaire kent droge en natte grotten. De waterhoudende grotten bevinden zich vooral in de lagere delen van het eiland. Ook zijn er zeegrotten met de ingang onder water.

2.4.4 Kwaliteitseisen

Abiotische randvoorwaarden

Grotten hebben weinig tot geen abiotische randvoorwaarden. Het belangrijkste is het waarborgen van rust voor de fauna en waterkwaliteit in het geval van waterhoudende (natte) grotten.

Typische soorten

De grotten zijn vooral van belang voor vleermuizen die ze als rustplaats en kraamkamer gebruiken. Daarnaast worden er in de waterhoudende grotten ook garnalen en veel verschillende endemische zoetwatercrustaceën aangetroffen.

Er zijn negen soorten vleermuizen bekend van Bonaire (Tabel 2.4.1), maar vanaf eind jaren 90 zijn alleen *M. nesopolus* (Larsen et al., 2012), *M. molossus*, *M. megalophylla*, *L. curasoae* en *G.*

longirostris waargenomen (Rojer, conceptrapport, in Smith et al., 2012). *Pteronotus davyi* is één keer waargenomen (pers. med. F. Simal). De eerste twee zijn insectivoren, de laatste twee zijn afhankelijk van nectar en spelen een cruciale rol in de terrestrische ecologie van Bonaire. Het zijn de enige diersoorten die de 's nachts bloeiende zuilcactussen (*Cereus repandus*, *Stenocereus griseus* en waarschijnlijk *Pilosocereus lanuginosus*; Nassar et al., 2003) op Bonaire kunnen bestuiven. Deze bloemen en vruchten van de zuilcactussen vormen in de droge periode een zeer belangrijke voedselbron voor de fauna van Bonaire.

In waterhoudende grotten wordt ook de Blinde Garnaal (*Typhlatya monae*) aangetroffen. Deze wordt geconsumeerd door *Macrobrachium lucifugum* (een andere garnalensoort) en men mag aannemen dat deze twee soorten in verschillende grotten systemen voorkomen. *T. monae* is het meest algemeen beneden de halocline in zuurstofloze wateren (Debrot, 2003a).

Tabel 2.4.1 geeft enkele soorten die mogelijk kwalificeren als typische soorten voor grotten in Caribisch Nederland.

Tabel 2.4.1 – Mogelijke typische soorten voor grotten op Bonaire.

Wetenschappelijk naam	Gewone naam (Ned. of Eng.)	Voedsel	IUCN categorie	Soortgroep	Categorie ⁴
<i>Molossus molossus</i>	Velvety Free-tailed Bat / Pallas's Mastiff Bat	Insecten	LC	Vleermuizen	E
<i>Mormoops megalophylla</i>	Peter's Ghost-faced Bat	Insecten	LC	Vleermuizen	E
<i>Natalus tumidirostris</i>	Funnel-eared Bat	Insecten	LC	Vleermuizen	E
<i>Myotis nesopolus</i>	Little Brown Bat	Insecten	LC	Vleermuizen	E
<i>Pteronotus davyi</i>	Naked-backed bat/Kleine Kaalrugvleermuis	Insecten	LC	Vleermuizen	E
<i>Ametrida centurio</i>	Small Leaf-nosed Bat	Fruit	LC	Vleermuizen	E
<i>Noctilio leporinus</i>	Greater Bulldog Bat	Vis	LC	Vleermuizen	E
<i>Leptonycteris curasoae</i>	Lesser Longnose Bat / Langsnuitvleermuis	Nectar	VU	Vleermuizen	E
<i>Glossophaga longirostris</i>	Common Long-tongued Bat / Langtongvleermuis	Nectar	DD	Vleermuizen	E
<i>Typhlatya monae</i>	Mona Cave Shrimp / Blinde Garnaal	-	LC	Garnalen	E
<i>Macrobrachium lucifugum</i>	-	-		Garnalen	E
<i>Ingolfiella puteali</i>	-	Detritus	DD	Zoetwater-crustaceeën	..
<i>Psammogammarus caesicolus</i>	-	Detritus	DD	Zoetwater-crustaceeën	..

Overige kenmerken van een goede structuur en functie: Hiervoor is afwezigheid van menselijke verstoring, bodemverontreiniging en grondwatercontaminatie door rioolwater en olie lekkage noodzakelijk.

Kwaliteitseisen van de omgeving: Het waarborgen van rust is van eminent belang voor de bescherming en het behoud van de grottenfauna.

2.4.5 Huidig voorkomen en referentiewaarden

Over de regionale verspreiding van grotten kan weinig gezegd worden. Vast staat echter dat ze op alle eilanden wel voor komen. Binnen Caribisch Nederland komen ze voornamelijk voor op Bonaire en dan

⁴ Tot de typische soorten worden gerekend: Ca = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand; Cb = constante soort met indicatie voor goede biotische structuur; Cab = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand en goede biotische structuur; K = karakteristieke soort; E = exclusieve soort.

in kalksteenformaties. De ingangen van grotten worden vaak gevonden in of bij hellingen van de verschillende kalkterrassen. Er kunnen grofweg drie kalkterrassen worden onderscheiden. Het oudste Hoge terras ligt tussen de 138 en 50 m, waarvan veel inmiddels is geërodeerd. Het jongere Midden terras ligt tussen de 15-45 m. Het jongste Lage terras ligt tussen de 4-15 m en ligt vrijwel helemaal rondom het eiland. Het Lage terras eindigt doorgaans in kliffen aan zee, maar in het zuidoosten is het lager dan 4 m en loopt het over in recent gevormde strandruggen. Het eiland Klein Bonaire bestaat volledig uit kalksteen, met een centraal Midden terras en daaromheen een Laag terras overlopend in strandruggen (De Freitas et al., 2005).

Het noordelijk en oostelijk deel van Bonaire liggen hoger dan het zuidelijk en westelijk deel van het eiland. In het hogere deel worden waterhoudende grotten alleen in het Lage terras aangetroffen. In het lagere deel van Bonaire kunnen ze naast het Lage terras ook in het Midden terras worden aangetroffen (zie Figuur 2.1.2).

Een groot deel van de grotten op Bonaire dient nog in kaart te worden gebracht. Vleermuizen en andere fauna worden niet stelselmatig gemonitord. Referentiewaarden zijn dan ook onbekend, waardoor het niet goed mogelijk is om vast te stellen in welke mate de grotten en hun fauna voor- of achteruitgaan.

2.4.6 Beoordeling landelijke Svl

Trends: Trends in het voorkomen van grottenfauna zijn onbekend.

Recente ontwikkelingen

Sinds 2011 is Bonaire, samen met Aruba en Curaçao, lid van RELCOM (The Latin American and Caribbean Network for Bat Conservation; www.relcomlatinoamerica.net). Een van de belangrijkste strategieën van RELCOM betreft het aanwijzen van belangrijke te beschermen vleermuisgebieden (AICOMs - Áreas de Importancia para la Conservación de Murciélagos) en te behouden vleermuislocaties, zoals vleermuisgrotten (SICOMs - Sitios de Importancia para la Conservación de Murciélagos). RELCOM heeft op Bonaire 1 AICOM aangewezen: Washington Slagbaai Nationaal Park (A-ABC-001). Daarnaast zijn op Bonaire in 2016 twee grotten als 1 SICOM aangewezen: Watapana en Lima (S-ABC-001)⁵.

Deze grotten zijn vooralsnog onbeschermd maar zijn waarschijnlijk de enige kraamkamers met grote kolonies van 2 insectenetende soorten vleermuizen: de Curaçao Little Brown Bat (*Myotis nesopolus*) en de Funnel-eared Bat (*Natalus tumidirostris*). De kolonie van *N. tumidirostris* is waarschijnlijk een geïsoleerde populatie met relatief lage aantallen (<300), wat de Boneriaanse populatie erg kwetsbaar maakt (bron: RELCOM).

In 2016 is op Bonaire de Caribbean Speleological Society (CARIBSS; www.caribss.org) opgericht. Deze organisatie richt zich op het verkennen, in kaart brengen, beschermen en beheeren van grotten in de Cariben.

In 2017 zal de eerste fase worden gestart van een project gericht op het oprichten van een 'Bonaire Cave and Karst Reserve', met activiteiten zoals beheer van grotten, certificering van gidsen, afsluiten van vleermuis kraamkamers en onderzoek naar het gebruik van grotten door vleermuizen.

Verschillende belangrijke zoetwatergrotten worden mogelijk bedreigd door infiltrerende bodemvervuiling en of infiltratie van rioolwater afkomstig van nabijgelegen bewoning (bv. op Barcadera en op Punt Vierkant).

Beoordeling verspreiding: gunstig

Het habitat grotten bestaat vooral uit 'dood' materiaal. Natuurlijke verspreiding doet hier dan ook eigenlijk niet ter zake. Dat geldt wel voor de grottenfauna. Grotten op St. Eustatius en Saba zijn vanwege de vulkanische bodem schaars. Bonaire is dooraderd met honderden grotten. Voor vleermuizen, zoals de Langsnuit Vleermuis (*Leptonycteris curasoae*) vormt Bonaire slechts een onderdeel van het totale leefgebied, dat zich uitstrekt over de andere Caribische eilanden (Bonaire,

⁵ AICOMs zijn ook aangewezen op Aruba (A-ABC-002 Arikok) en Curacao (A-ABC-003 Franja Costa Norte, Isla de Curacao)

Curaçao, Aruba) en het vasteland van Venezuela en waarschijnlijk Colombia (Simal et al, 2015; DCNA, 2014; De Lannoy, 2013). Ook Little Brown Bat (*Myotis nesopolus*) ligt genetisch dicht bij de Zuid-Amerikaanse populatie (Larsen et al., 2012). De Funnel-eared Bat (*Natalus tumidirostris*) kent eveneens een groot verspreidingsgebied, al leeft de Boneriaanse populatie waarschijnlijk geïsoleerd (bron: RELCOM). In hoeverre dat ook voor de andere vleermuizen geldt is nog onduidelijk.

Het natuurlijke verspreidingsgebied van het habitat grotten kan worden beoordeeld als gunstig. Voor de Boneriaanse populaties van de afzonderlijke soorten vleermuizen zou die beoordeling overigens minder gunstig kunnen zijn.

Beoordeling oppervlak: gunstig

Bonaire is dooraderd met grotten. Voor St. Eustatius en Saba is dat vanwege de vulkanische oorsprong veel minder. Veel moet nog in kaart worden gebracht. Er zijn waarschijnlijk nauwelijks grotten verloren gegaan. Het oppervlak wordt daarom beoordeeld als gunstig.

Beoordeling kwaliteit: matig ongunstig

Abiotische randvoorwaarden: de abiotische randvoorwaarden zijn onbekend. De grotten zijn kwetsbaar voor verstoring, beschadiging en vervuiling met name in het geval van de grotwateren.

Typische soorten: er zijn indicaties dat circa vier van de negen soorten vleermuizen niet meer voorkomen op Bonaire. In hoeverre dat werkelijk het geval is en in hoeverre degradatie van het landschap hier debet aan is, zal monitoring moeten uitwijzen.

Overige kenmerken: het behoud van grotten als habitat voor vleermuizen en andere fauna is vooral gebaat bij rust en afwezigheid van bodemverontreiniging en grondwatercontaminatie door rioolwater en olie lekkage.

Gezien de indicaties voor een afname van het aantal soorten vleermuizen, de vermeende toename van onrust door toeristisch gebruik, de nabijheid van menselijke bewoning en rioolwater lozing nabij sommige van de belangrijkste grottenstelsels, wordt de kwaliteit vooralsnog beoordeeld als matig ongunstig.

Beoordeling toekomstperspectief: matig ongunstig

Het toekomstperspectief voor de grotten en grottenfauna blijft vooralsnog speculatief. Vooral ook omdat grottenfauna, zoals de Langsnuit vleermuis (*Leptonycteris curasoae*), deel uitmaakt van een regionale populatie die niet alleen afhankelijk is van de grotten op Bonaire. Voor de bescherming van de bedreigde *L. curasoae* (VU) zullen ook de grotten buiten Bonaire beschermd moeten worden (Simal et al., 2015).

Ontwikkelingen zoals CARIBSS en projecten zoals het beoogde 'Bonaire Cave and Karst Reserve' zijn positief, maar nemen de bestaande bedreigingen vooralsnog niet weg. Een verdere degradatie van het landschap van Bonaire zal waarschijnlijk leiden tot minder voedsel voor vleermuizen. Een toename van het toerisme kan leiden tot (de vraag naar) meer recreatief-toeristisch gebruik en toename van de onrust in de grotten. De toename van het aantal inwoners op Bonaire, zal waarschijnlijk leiden tot urbanisatie en mogelijk vernieling en contaminatie van grotten met negatieve gevolgen voor de endemische grotwaterfauna. Ook kunnen bestaande en eventueel nieuwe windmolenprojecten leiden tot aanvaringssslachtoffers. Het toekomstperspectief wordt vooralsnog beoordeeld als matig ongunstig.

Oordeel: Matig ongunstig

Grotten	2017
Verspreiding	Gunstig
Oppervlakte	Gunstig
Kwaliteit	Matig ongunstig
Toekomstperspectief	Matig ongunstig
Beoordeling Landelijke SvI	Matig ongunstig

2.4.7 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstellingen

Nationale lange-termijn doelen

Behoud van verspreiding en oppervlak en verbetering van de kwaliteit ten behoeve van de grottenfauna.

Nationale korte termijn (5 jaar) doelen

Het in kaart brengen van het grottenstelsel en de belangrijkste grotten voor vleermuizen volgens de RELCOM-strategie.

2.4.8 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Het strategische vleermuisbeschermingsprogramma 2014-2018 (Simal, 2013) vormt belangrijke input voor het bepalen van managementacties voor bescherming van grotten als essentieel voor het behoud van vleermuizen.

Belangrijkste bedreigingen		Management acties
Verstoring	Verstoring van rustplaatsen en kraamhabitat	<ul style="list-style-type: none">• Identificeren en beschermen van belangrijke verblijfplaatsen van vleermuizen (bijv. kraamkamer-grotten).• Ontwikkelen van een managementplan voor grotten gericht op een duurzaam educatief en recreatief-toeristisch gebruik.• Wetshandhaving om habitatverlies te voorkomen (bijv. in relatie tot bouwvergunningen en veranderend landgebruik).• Voorlichting en educatie over het belang van grotten voor de mens.
	Vandalisme, graffiti	<ul style="list-style-type: none">• Controle op naleving van regels
vervuiling	Vervuiling en verzilting van het grondwater	<ul style="list-style-type: none">• Identificeren van en beschermen van waterkwaliteit in belangrijke watervanggebieden

2.4.9 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Er is meer niet dan wel bekend over de grotten en grottenfauna op Bonaire. Een kaart met de potentiële grotten is beschikbaar (Smith et al., 2012) en 100 grotten zijn momenteel in kaart gebracht maar de daadwerkelijke ingangen van de grotten zijn om verschillende redenen niet gepubliceerd (pers. med. F. Simal). CARIBSS werkt aan een kadastraal-type database van de grotten op Bonaire. Er is nagenoeg niets bekend over de ecologie van de vele endemische grotwater crustaceeën en er is niets bekend over de kwetsbaarheid van grotwateren voor infiltratie van antropogene watervervuiling.

Ook het voorkomen van fauna en de functie als kraamkamer en/of rustplaats dient verder te worden onderzocht. Dit is vooral belangrijk vanwege de cruciale functie die de nectar-etende vleermuizen *Leptonycteris curasoae* en *Glossophaga longirostris*, hebben op de bestuiving van zuilcactussen en daarmee op de ecologie van Bonaire.

Bronnen

- DCNA, 2014. Bats Recaptured in Venezuela. BioNews 15 – April 2014.
- Debrot, A. O. 2003a. The freshwater shrimps of Curaçao, West Indies (Decapoda, Caridea). Crustaceana 76: 65-76.
- Debrot, A. O. 2003b. A review of the freshwater fishes of Curaçao, with comments on those of Aruba and Bonaire. Car. J. Sci. 39: 100-108.
- De Lannoy, Clifford, 2013. Vleermuizen steken zee over tussen Bonaire en Curaçao. Nieuwsbericht www.naturetoday.com 12 februari 2013. Carmabi foundation
- Freitas, J.A. de, Nijhof, B.S.J., Rojer, A.C. and A.O. Debrot, 2005. A landscape ecological vegetation map of the island of Bonaire, southern Caribbean. Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences, the Netherlands. 64p.

-
- Larsen, Roxanne J., Larsen, Peter A., Genoways, Hugh H., Catzeflis, Francois M., Geluso, Keith, Kwiecinski, Gary G., Pedersen, Scott C., Simal, Fernando and Robert J. Baker, 2012. Evolutionary history of Caribbean species of *Myotis*, with evidence of a third Lesser Antillean endemic. *Mammalian Biology* 77: 124–134
- Nassar, Jafet M., Beck, Harald, Da S. L. Sternberg, Leonel and Theodore H. Fleming, 2003. Dependence on cacti and agaves in nectar-feeding bats from Venezuelan arid zones. *Journal of Mammalogy*, 84(1):106–116.
- Pesce, G. L., 1985. Cyclopids (Crustacea, Copepoda) from West Indian groundwater habitats. Amsterdam expeditions to the West Indian Islands, Report 45. *Bijdr. Dierk.* 55: 295-323.
- Rojer, A.C. Unpublished. The status of cavern dwelling bats of Bonaire, Netherlands Antilles. Carmabi Foundation, Curaçao.
- Simal, Fernando, 2013. Bat Conservation Program Islands of Aruba, Bonaire and Curaçao: Strategic Plan 2014-2018.
- Simal, Fernando, de Lannoy, Clifford, Garcia-Smith, Linda, Doest, Odette, de Freitas. Jhon A., Franken, Facundo, Zaandam, Indra, Martino, Angela, González-Carcacia, José A., Peñaloza, Claudia L., Bertuol, Paulo, Simal, Daniela and Jafet M. Nassar, 2015. Island–island and island–mainland movements of the Curaçaoan long-nosed bat, *Leptonycteris curasoae*. *Journal of Mammalogy*, 96 (3): 579-590.
- Smith, Sarah R., Davaasuren, Narangerel, Debrot, Adolphe O., Simal, Fernando and John A. De Freitas, 2012. Preliminary inventory of key terrestrial nature values of Bonaire. Imares Wageningen UR. Report number C003/12: 88p.
- Stock, J. H., 1976a. A new genus and two new species of the crustacean order Thermosbaenacea from the West Indies. *Bijdr. Dierk.* 46: 47-70.
- Stock, J. H. 1976b. A new member of the crustacean suborder Ingolofiellidae from Bonaire, with a review of the entire suborder. *Stud. Fauna Curaçao Carib. Isl.* 50: 56-76.
- Stock, J. H., 1977a. Microparasellidae (Isopoda, Asellota) from Bonaire, with notes on the origin of the family. *Stud. Fauna Curaçao Carib. Isl.* 51: 69-91.
- Stock, J. H., 1977b. The zoogeography of the crustacean suborder Ingolofiellidea, with descriptions of new West Indian taxa. *Stud. Fauna Curaçao Carib. Isl.* 55: 131-146.
- Vonk, R. & J. H. Stock, 1987. *Psammogammarus longidactylus* n.sp. a new cave amphipod (Crustacea) and other stygobiont amphipods from Bonaire. *Stygologia* 3: 241-251.

2.5 Stranden

Door: Henkens, R.J.H.G. en A.O. Debrot

2.5.1 Internationale beschermingsstatus

De stranden van de regio staan sterk onder druk van klimaatverandering, toerismeontwikkeling, bevolkingsgroei, invasieve soorten, vervuiling en illegale ontginning van het zand voor commerciële bouwdoeleinden. Voor inheemse flora en fauna kan het strandhabitat als sterk bedreigd worden beschouwd.

2.5.2 Kenschets

Beschrijving

In Caribisch Nederland komen diverse soorten stranden voor. Op Bonaire (en Klein Bonaire) bestaat het overgrote deel van de stranden uit aanspoelsel van koraalpuin en kleiner koraalkiezels (vooral skeletresten van de koralen *Acropora palmata* en *A. cervicornis*) en in mindere mate uit 'witte' zandstranden. De stranden op St. Eustatius en Saba zijn ook zandstranden, maar dan van donker vulkaanstrand. De stranden zijn doorgaans slechts enkele meters breed. Desalniettemin vormen ze een broed- en/of foerageerhabitat voor verschillende kustvogels zoals sterns en plevieren. Bovenal vormen de zandstranden van Caribisch Nederland zogenaamde legstranden voor verschillende soorten zeeschildpadden (zie Tabel 2.5.1). Strandontwikkeling vindt veelal plaats waar ondergestroomde valleisystemen in zee uitmonden. Deze valleisystemen zijn de afwateringsroutes voor het achterland. In de regentijd zijn er stroompjes die het habitat vormen van inheemse amphidrome vissen en garnalen (die hun juveniele stadia in de zee en estuaria doorbrengen, maar hun volwassen stadia in zoetwater) (Debrot, 2003a,b). De valleisystemen zijn relatief vochtig, beschaduwd en beschut en vormen samen met het strand ook corridorgebieden voor zwermen grote landkrabben (zoals *Gercarcinus ruricola*) en heremietkreeften (*Coenobita clypeatus*) die ver in het binnenland leven maar die jaarlijks van land naar zee trekken om zich voort te planten (Wilde, 1973).

Tabel 2.5.1 – Soorten schildpadden die de zandstranden van de Caribische regio en specifiek Caribisch Nederland gebruiken als legstrand (Dow Piniak & Eckert, 2011)

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	IUCN Rode Lijst status	Aantal legstranden in Cariben (incl. Bermuda/Brazilië)	Legstranden (L) en Infrequente legstranden (IL)		
				Bonaire	St. Eustatius	Saba
Groene zeeschildpad	<i>Chelonia mydas</i>	EN	593	L	L	IL
Karetschildpad	<i>Eretmochelys imbricata</i>	CR	817	L	L	IL
Onechte karetschildpad	<i>Caretta caretta</i>	LC	552	L	IL	
Lederschildpad	<i>Dermochelys coriacea</i>	VU	470	IL	L	

Relatief belang in het Caribisch gebied: beperkt

Cijfers over de omvang van zandstranden in de Cariben zijn voor zover bekend niet beschikbaar. Het relatief belang van zandstranden kan eventueel worden afgeleid uit de toeristische ontwikkelingen. Op Aruba, Curaçao en St. Maarten bijvoorbeeld vormt strandtoerisme een belangrijke bron van inkomsten. Op Bonaire is dat al minder en op de vulkaanstranden/strandjes van St. Eustatius en Saba is dit niet of nauwelijks ontwikkeld. Vergeleken met de overige stranden in de Cariben is de omvang van de stranden in Caribisch Nederland dan ook beperkt. Puur cijfermatig geldt dat feitelijk ook voor de ecologische functie voor zeeschildpadden en kust(broed)vogels, getuige bijvoorbeeld de honderden legstranden van zeeschildpadden verspreid over de Caribische regio (zie Tabel 2.5.1). Desalniettemin staan de meeste soorten 'hoog' op de IUCN Rode lijst, zodat het belang van de legstranden niet moet worden onderschat.

2.5.3 Definitie habitat

Vegetatietypen

De Freitas et al. (2005, 2012, 2016) geven landschapsecologische vegetatiekaarten van resp. Bonaire, St. Eustatius en Saba met daarin ook vegetatietypen van strandhabitat (Tabel 2.5.2). Saba heeft eigenlijk nauwelijks permanente stranden (De Freitas et al., 2016), wat een reden is dat zich daar geen strandvegetatietype heeft ontwikkeld.

De meeste stranden zijn onbegroeid, maar toch kunnen ook op stranden verschillende vegetatietypen onderscheiden worden. De Freitas et al. (2005) geven drie typen begroeide stranden voor Bonaire:

- *Sesuvium-Lithophila* strand: met de vegetatietypen *Sesuvium-Lithophila* en *Lithophila – Euphorbia*;
- *Conocarpus* strand: met het vegetatietypen *Conocarpus*; en,
- *Lantana* strand: met de vegetatietypen *Lantana – Capraria*, *Euphorbia – Sporobolus* en *Sesuvium – Lithophila*.

Op St. Eustatius komt het *Coccoloba*-strand met vegetatietype *Coccoloba uvifera*, als enige begroeide type strand voor (De Freitas et al., 2012).

Tabel 2.5.2 – Op stranden aangetroffen vegetatietypen op Bonaire en St. Eustatius.

Vegetatietypen van strandhabitat	
Bonaire	St. Eustatius
<i>Sesuvium – Lithophila</i>	<i>Coccoloba uvifera</i>
<i>Conocarpus erecta</i>	
<i>Lithophila – Euphorbia</i>	
<i>Euphorbia – Sporobolus</i>	
<i>Lantana – Capraria</i>	

2.5.4 Kwaliteitseisen

Abiotische randvoorwaarden

De belangrijkste randvoorwaarden voor de ontwikkeling van een strand zijn de beschikbaarheid van zand vlak bij de kust en middelmatige golfslag (Tabel 2.5.3).

Op geen van de drie eilanden van Caribisch Nederland is er veel zand beschikbaar in ondiep water. Dit komt vanwege de steile bathymetrie. Strandena komen derhalve vooral voor waar er bredere ondieptes liggen voor de kust. Daarnaast is middelmatige golfslag ook essentieel. Bij te veel golfslag wordt het zand snel weggeslagen naar dieper water en vormt er zich geen strand. Grote delen van de kusten van de eilanden zijn geheel ongeschikt voor strandvorming vanwege het ruwe water. Bij te weinig golfslag en dus weinig waterbeweging is er juist ook geen zandtransport naar de kust. Bij lage golfslag is er sprake van zandafzetting in het intergetijdengebied terwijl bij middelmatige golfslag er zich juist grovere kiezelstranden vormen. Dit leidt tot grote verschillen in de eigenschappen van strand tot strand, waaronder zand-diepte, gehalte stenen in het zand, de ontwikkeling van beachrock etc. (zie bv Debrot en Pors, 1995). Laloë et al. (2016) tonen aan hoe eigenschappen zoals het soort en de kleur van het zand op St. Eustatius van invloed kan zijn op nest-temperatuur en uiteindelijk de sekse-ratio van zeeschildpadden.

Tabel 2.5.3 – Schets van de belangrijkste abiotische randvoorwaarden voor de ontwikkeling van een strand.

Beschikbaarheid zand	Veel	Middelmatig	Weinig	Geen
Golfslag	Hoog (geen strand)	Middelmatig (kiezelstrand)	Laag (zandstrand)	Geen (geen strand)

Typische soorten

Tabel 2.5.4 -geeft mogelijke typische soorten voor het strandhabitat van Caribisch Nederland.

Tabel 2.5.4 – Mogelijke typische soorten van stranden in Caribisch Nederland.

Gewone Naam (Ned. of Eng.)	Wetenschappelijke Naam	IUCN categorie	Soortgroep	Categorie 6
Soepschildpad of Groene Zeeschildpad	<i>Chelonia mydas</i>	EN	Reptielen	K
Karetschildpad	<i>Eretmochelys imbricata</i>	CR	Reptielen	K
Onechte Karetschildpad	<i>Caretta caretta</i>	LC	Reptielen	K
Lederschildpad	<i>Dermochelys coriacea</i>	VU	Reptielen	K
Shoreline Sea Purslane	<i>Sesuvium portulacastrum</i>	DD	Planten (kruid)	Cab
Bay Cedar	<i>Suriana maritima</i>	LC	Planten (kruid)	Cab
Pygmy Blue	<i>Brephidium exilis</i>	LC	Vlinder	...

Overige kenmerken van een goede structuur en functie

Stranden leveren verschillende ecosysteemdiensten. Ten eerste zijn ze voor veel Caribische eilanden van groot toeristisch en economisch belang, al geldt dat in (veel) mindere mate voor de eilanden van Caribisch Nederland. Echter, ook voor de lokale bevolking hebben stranden een belangrijke recreatieve functie. Daarnaast zijn stranden ook een vorm van kustbescherming, getuige bijvoorbeeld de vele kustsuppleties in Nederland om het achterland te beschermen tegen de zee.

Kwaliteitseisen van de omgeving

Kwaliteitseisen zijn er vooral voor soorten waarvoor het strand een functie heeft als groeiplaats, legstrand, broed-, foerageer- of rustplek. Belangrijkste eis is dat het strand voor deze functies niet overstroomt. Afwezigheid van verstoring en (olie)vervuiling zijn eveneens van belang voor de kwaliteit.

2.5.5 Huidig voorkomen

Saba en St. Eustatius zijn als steile vulkanische eilanden minder geschikt voor strandontwikkeling terwijl Bonaire grotendeels is omringd door stenige kalksteenrotskusten waardoor strandontwikkeling ook daar beperkt is. Strandontwikkeling vindt veelal plaats waar ondergestroomde valleisystemen in zee uitmonden. De valleiruggen steken aan weerszijden voor het strand in zee uit en bieden beschutting tegen de golven zodat de voor deze eilanden typerende kleine "pocket beaches" (Debrot en Pors, 1995) kunnen ontstaan. Uit GIS-analyse blijkt dat er op Bonaire, St. Eustatius en Saba respectievelijk 305 ha, 5 ha en <1 ha strand voorkomt (zie Tabel 2.1.2).

2.5.6 Beoordeling landelijke Svl

Trends en recente ontwikkelingen

Langetermijn monitoringgegevens zijn niet beschikbaar, zodat een duidelijke trend niet kan worden weergegeven.

Beoordeling verspreiding: gunstig

Het habitat strand bestaat vooral uit 'dood' materiaal zoals zand en kiezels. Natuurlijke verspreiding doet hier dan ook niet ter zake. Dat geldt wel voor de met bepaalde vegetatietypen begroeide stranden. Deze komen op meerdere stranden in de regio voor en zijn niet zeldzaam of uniek. Het natuurlijk verspreidingsgebied wordt daarom beoordeeld als gunstig.

Beoordeling oppervlak: matig ongunstig

Over het algemeen zijn de stranden van Caribisch Nederland smal, kort en hebben zij een relatief ondiepe zandlaag. Dit beperkt in grote mate hun geschiktheid als neststrand voor zeeschildpadden.

⁶ Tot de typische soorten worden gerekend: Ca = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand; Cb = constante soort met indicatie voor goede biotische structuur; Cab = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand en goede biotische structuur; K = karakteristieke soort; E = exclusieve soort.

Ook kan een overmaat van natuurlijk "beachrock" in het water voor het strand deze ongeschikt maken als neststrand voor schildpadden (Debrot en Pors, 1995).

Een beperkt strandoppervlak zoals op het steile Saba, heeft vooral te maken met de beperkte potenties voor een strand. Kustontwikkeling kan ten koste gaan van het strand. Zo is op St. Eustatius het brede zandstrand van Lower Statia gaandeweg smaller geworden, vanwege de bouw van de haven en daardoor veranderde stromingen (Hoogenboezem-Lanslots et al., 2010). Vanwege verliezen in het (recente) verleden wordt het huidige oppervlak als matig ongunstig beoordeeld.

Beoordeling kwaliteit: matig ongunstig

Abiotische randvoorwaarden: De huidige abiotische randvoorwaarden lijken gunstig maar de stranden worden in kwaliteit sterk beïnvloed door strandvervuiling en recreatiedruk. Het illegaal ontginnen van zand is een bekend en gedocumenteerd probleem op St. Eustatius en Bonaire. De olie-industrie is een belangrijke economische sector in het zuidelijk Caribisch gebied en de kans op olieverontreiniging ligt altijd op de loer. Vervuiling met *Sargassum*-wier, waarschijnlijk als gevolg van klimaatverandering en eutrofiering is een groot probleem voor veel Caribische (ei)landen. (CBC News, 2015; The Observers Direct, 2015; Mercopress, 2015).

Typische soorten: Mogelijk typische soorten betreffen vooral de verschillende soorten zeeschildpadden. Deze worden op de verschillende eilanden relatief goed gemonitord. Voor Bonaire geldt een lichte toename van het aantal nesten. Hetzelfde lijkt te gelden voor St. Eustatius, al is de trendlijn statistisch niet significant (bron: www.dcbd.nl). Er zijn een aantal invasieve strandplantensoorten zoals de Beach Naupaka die plaatselijk een probleem kunnen zijn. Op Bonaire speelt dit probleem met de struik *Scaevola taccada*. Strand en kwetsbaar voor vervuiling met zwerfpuil en olie (Debrot et al., 2013).

Overige kenmerken: de stranden verschillen van witte stranden van koraalstrand tot donkere stranden vulkanisch-zand, en stranden van stranden van koraalpuin en/of keien.

Beoordeling toekomstperspectief: zeer ongunstig

De stranden in Caribisch Nederland zijn relatief smal. Een voorspelde zeespiegelstijging van ruim een halve meter als gevolg van klimaatverandering, zal de meeste stranden doen verdrinken als gevolg van het plaatselijk heersende strandstructuur waarbij landwaartse migratie niet of nauwelijks mogelijk is (Cheetham 2012). Daarmee verdwijnt habitat voor zeeschildpadden, kustvogels en andere flora en fauna. Ook invasieve soorten, vervuiling en toename van het toerisme en bevolkingsaantallen zullen naar verwachting een negatief effect hebben op het strandhabitat. Het toekomstperspectief wordt daarom als zeer ongunstig beschouwd.

Aspect stranden	2017
Verspreiding	Gunstig
Oppervlakte	Matig ongunstig
Kwaliteit	Matig ongunstig
Toekomstperspectief	Zeer ongunstig
Beoordeling Landelijke SvI	Zeer ongunstig

2.5.7 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstellingen

Lange termijn doelen

Het streefbeeld voor een gunstige SvI is een instandhouding van de huidige verspreiding en oppervlakte van (zand)stranden en een verbetering van de kwaliteit.

Korte termijn (5 jaar) doelen

Verbeteren van de kwaliteit dient vooral te gebeuren door het handhaven van rust op de beschermde legstranden, het voorkomen van ontginning voor commerciële bouwdoeleinden en het beschermen van (onbeschermde) stukken strand met een belangrijke ecologische functie. Daarnaast dient het strand te worden geschoond van aangespoeld vuil, zoals olie, vistuig, en (eventueel) massaal aangespoeld Sargassum-wier (als gevolg van populatie-explosies van dit wier).

2.5.8 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Belangrijkste bedreigingen	Management acties
Klimaatverandering	<ul style="list-style-type: none"> Het IPCC verwacht een zeespiegelstijging van 0.5-0.6 m (Debrot & Bugter, 2010). Zonder aanwas van zand of koraalpuin betekent dit dat de smalle stranden zullen 'verdrinken' en verdwijnen. De sekse van een schildpad wordt bepaald door de temperatuur in het nest. Hogere temperaturen leiden tot meer vrouwtjes. Dit effect, waarschijnlijk als gevolg van klimaatverandering, is reeds geconstateerd voor de Onechte karetschildpad (Lolavar & Wyneken, 2015). Dit kan leiden tot een verstoorde sekse-ratio met mogelijk negatief effect op de populatie.
Verstoring	<ul style="list-style-type: none"> Veel zandstranden in de Cariben zijn het domein van toeristen. Het toerisme in de Cariben kent sterke groeicijfers met recentelijk gemiddeld 7% groei. De verschillen in groei tussen de eilanden is groot, maar ze laten wel vrijwel allemaal positieve groeicijfers zien (UNWTO, 2016). Veel toeristen komen voor zon, zee en zandstrand en zijn daarmee met name een bedreiging voor legstranden van zeeschildpadden. Ook voor Caribische Nederland bestaan er plannen om het strandtoerisme verder te ontwikkelen. De bevolkingsdruk zal komende decennia toenemen (Hoogenboezem-Lanslots et al., 2010), waardoor ook de druk op de stranden zal toenemen.
Ontginning	<ul style="list-style-type: none"> Natuurzand vormt een kostbaar bouw materiaal. Het illegaal ontginnen van zand is een bekend gedocumenteerd probleem op St. Eustatius en Bonaire
Invasieve soorten	<ul style="list-style-type: none"> Bepaalde invasieve plantensoorten, zoals <i>Vitex rotundifolia</i>, begroeien stranden waardoor deze niet meer geschikt zijn als legstrand voor zeeschildpadden (Cousins et al., 2010) of als broedhabitat voor kustvogels. Op Bonaire speelt dit probleem met de struik <i>Scaevola taccada</i>.
Vervuiling	<ul style="list-style-type: none"> Stranden zijn kwetsbaar voor vervuiling met zwerfvuil en olie (Debrot et al., 2013). De olie-industrie is een belangrijke economische sector in Caribisch Nederland, met Bopec en Curoil op Bonaire en Nustar op St. Eustatius. Bedrijfsongevallen zijn geen uitzondering, maar de olie kan ook van elders komen zoals op 25 mei 2017 toen Bonaire's stranden werden verontreinigd met olie en teer afkomstig uit Trinidad. Vervuiling met Sargassum-wier, waarschijnlijk als gevolg van klimaatverandering en eutrofiering is een groot probleem voor veel Caribische (ei)landen (CBC News, 2015; The Observers Direct, 2015; Mercopress, 2015).

2.5.9 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Er bestaan voor Caribisch Nederland amper metingen van de fysische parameters die strandkwaliteit bepalen. Het is nu van belang om een monitoringsysteem hiervoor te implementeren. Enerzijds om lange termijn trends vast te kunnen stellen, anderzijds om de effecten van eventuele beheersmaatregelen te kunnen evalueren.

Bronnen

- CBC News, 2015. Stinking seaweed piling high on beaches in tourism-dependent Caribbean.
- Cheetham, Jennifer, 2012. The impacts of sea-level rise on the index nesting beach on Klein Bonaire for three species of Sea Turtle. Sea Turtle Conservation Bonaire. 50p.
- Cousins, M.C., Briggs, J., Gresham, C., Whetstone, J., & T. Whitwell, 2010. Beach vitex (*Vitex rotundifolia*): an invasive coastal species. Invasive Plant Science and Management 3: 340–345.
- Debrot, A. O., 2003a, The freshwater shrimps of Curaçao, West Indies (Decapoda, Caridea). Crustaceana 76: 65-76.
- Debrot, A. O., 2003b, A review of the freshwater fishes of Curaçao, with comments on those of Aruba and Bonaire. Car. J. Sci. 39: 100-108.
- Debrot, A.O. and R. Bugter, 2010. Climate change effects on the biodiversity of the BES islands; Assessment of the possible consequences for the marine and terrestrial ecosystems of the Dutch Antilles and the options for adaptation measures. Wageningen, Alterra, Alterra-report 2081; IMARES-report C118/10. 36 blz.
- Debrot, A. O. and L. P. J. J. Pors, 1995. Sea turtle nesting activity on northeast coast beaches of Curaçao, 1993. Car. J. Sci. 31: 333-338.
- Debrot, A.O., J. van Rijn, P.S. Bron & R. de Leon, 2013. A baseline assessment of beach debris and tar contamination in Bonaire, Southeastern Caribbean. Marine Pollution Bulletin 72: 325-329.
- Dow Piniak, Wendy, E. & Karen, L., Eckert, 2011. Sea turtle nesting habitat in the Wider Caribbean Region. Endangered Species research. Vol. 15: 129-141.
- Freitas, J.A. de, Nijhof, B.S.J., Rojer, A.C., Debrot, A.O., 2005. A landscape ecological vegetation map of the island of Bonaire, southern Caribbean. CARMABI Foundation. 64p.
- Freitas, J.A. de, Rojer, A.C., Nijhof, B.S.J., Debrot, A.O., 2012. A landscape ecological vegetation map of Sint Eustatius (Lesser Antilles). Imares Report number C053/12. 61p.
- Freitas, J.A. de, Nijhoff, B.S.J., Rojer, A.C., Debrot, A.O., 2016, A landscape ecological vegetation map of Saba (Lesser Antilles). IMARES report C195/15. 52p.
- Hoogenboezem-Lanslots, K.M.A., Schenau, Y.M., van Leeuwen, R.J., Briene, M.F.M. & J.A. de Freitas, 2010. St. Eustatius strategic development plan. 58p.
- Laloë, J. O., Esteban, N., Berkel, J., & Hays, G. C., 2016. Sand temperatures for nesting sea turtles in the Caribbean: Implications for hatchling sex ratios in the face of climate change. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 474, 92-99.
- Lolavar, A. & J. Wyneken, 2015. Effect of rainfall on loggerhead turtle nest temperatures, sand temperatures and hatchling sex. Endangered Species Research. 28 (3): 235.
- Mercopress, 2015. Sargassum seaweed, greatest single threat to the Caribbean tourism industry
- RWS, 2013. Maritime Emergency Response Plan for the Dutch Caribbean Rijkswaterstaat (Directorate General of Public Works and Water Management-RWS. 28.p.
- The Observers Direct, 2015. Guadeloupe: The invasion of sargassum seaweed.
- UNWTO, 2016. Tourism highlights. 2016 edition. 16p.
- Wilde, P. A. W. J. de, 1973. On the ecology of *Coenobita clypeatus* in Curaçao with references to reproduction, water economy and osmoregulation in terrestrial habitats. Stud. Fauna Curaçao Caribb. Isl. 144: 1-138.

2.6 Mangrovebossen

Door: Debrot, A.O., Henkens, R.J.H.G. en S. Engel

2.6.1 Internationale beschermingsstatus

Binnen de EU zijn de meeste zilte habitattypen beschermd onder de Europese Habitatrichtlijn, met name vanwege het ecologisch belang voor wad- en trekvogels. Ook Caribisch Nederland kent verschillende zilte wetlands, waaronder mangrovebos. Een indicatie voor de internationale beschermingsstatus kan worden afgeleid van de classificatie binnen de WWF Neotropical Ecoregion. De mangroves hebben daarin de status: kritisch/bedreigd (WWF, 2017).

Mangrovebos van enige omvang komt alleen voor op Bonaire, met name in Lac-baai aan de oostkust van het eiland. Plannen voor ontwikkeling van deze baai zijn door de rechtbank verworpen op basis van de status als Ramsargebied (Verschuuren, 2008). Ook de mangroven van het Pekelmeer, eveneens in het zuiden van Bonaire, liggen binnen beschermd Ramsar gebied (Geelhoed et al., 2013). De Mangrovesoorten *Rhizophora mangle* (Rode mangrove), *Avicennia germinans* (Zwarte mangrove) en *Laguncularia racemosa* (Witte mangrove) staan voorts op Annex III van het SPAW protocol van het Cartagenaverdrag.

2.6.2 Kenschets

Beschrijving

Mangrovebossen zijn altijdgroene bossen die te vinden zijn in sedimentrijke tropische kustgebieden. De bebossing bestaat uit bomen die aangepast zijn voor een leven in het zoute habitat van het intergetijdengebied. In Caribisch Nederland komen er drie mangrovesoorten voor. Dit zijn de Zwarte Mangrove (*Avicennia germinans*), de Witte Mangrove (*Laguncularia racemosa*) en de Rode Mangrove (*Rhizophora mangle*). De meest voorkomende soort is de Rode Mangrove. Mangroven groeien voornamelijk boven gemiddeld zeeniveau (MSL) in de hogere getijdenzone (tot mean high water spring tide, ofwel MHWST). Mangrovebossen vertonen een sterke zonerings- en de zones, ook in de Lac-baai, zijn door middel van satelliet spectrale fotografie nauwkeurig te onderscheiden en in kaart te brengen (Davaasuren en Meesters, 2012). Mangroves leveren belangrijke ecosysteemdiensten zoals kustbescherming, kraamkamer en opgroeigebied voor vissen en crustaceeën. Verder vormen ze een opvanggebied voor nutriënten en milieuvreemde stoffen en spelen daarmee een belangrijke rol in de bescherming van andere habitats zoals zeegrasvelden en koraalriffen. Het zijn daarnaast belangrijke voedsel- en rustgebieden voor verschillende vogelsoorten. Terwijl mangrovebossen zich in het verleden goed hebben kunnen aanpassen aan geleidelijke zeespiegelstijging (McKee et al. 2007), worden deze gedacht kwetsbaar te zijn voor snelle zeespiegelstijging zoals nu door de mens wereldwijd wordt veroorzaakt (Simpson et al. 2011). De belangrijkste bedreiging wereldwijd is habitatverlies ten behoeve van aquacultuur, agrarische productie, kustontwikkeling voor woningbouw en toerisme en overexploitatie (houtkap) (Polidoro et al., 2010).

Relatief belang in het Caribisch gebied: beperkt

Het totale areaal aan mangroves in de Kleine Antillen van de WWF Neotropical Ecoregion wordt momenteel geschat op 20.636 ha, verdeeld over 263 verschillende gebieden. De grootste mangrovebossen zijn te vinden op Antigua en Barbuda, Guadeloupe, Martinique en de Amerikaanse Maagdeneilanden (WWF, 2017).

Mangrovehabitat staat binnen de gehele regio onder zware druk. Na Maleisië heeft het Caribisch gebied globaal gezien de relatief hoogste verliezen van mangroveareaal met een afname van bijna 25 procent in de afgelopen 25 jaar (Polidoro et al., 2010; FAO, 2007). Binnen de overige Nederlandse eilanden in de Cariben zijn er grote verliezen geweest in mangroveareaal, met name op Curaçao en St. Maarten (Debrot en Sybesma, 2000). Het areaal op Bonaire is 365 ha, wat minder dan 2% is van het totale mangroveareaal in de Kleine Antillen. Het relatief belang binnen de Cariben is dan ook beperkt.

2.6.3 Definitie habitat

Mangrovehabitat bestaat uit en wordt gekarakteriseerd door een begroeiing van altijdgroene loofhoudende bomen en of struikachtige bomen die speciaal zijn aangepast aan het zoute aquatisch milieu en die groeien in het getijdengebied van kalme binnenwateren.

2.6.4 Kwaliteitseisen

Abiotische randvoorwaarden

Tabel 2.6.1 - Schets van de belangrijkste abiotische randvoorwaarden voor de ontwikkeling van mangrovebossen.

Zoutgehalte	Zeer zoet	Matig zoet	28 ppt	Licht brak	Matig brak	Sterk brak	34 ppt	Zeer zout / hypersaline	
Temperatuur	Kouder	20 °C	Gemiddelde zeewater temperatuur 28 °C	Warm	35 °C	Heet			
Golfslag	Hoog			Laag		Geen			
waterdiepte	Diep	Lager getijdengebied	Gemiddeld (MSL)	Hogere getijdenezone (MHWST)				Terrestrisch	
Vochttoestand	Diep water	Ondiep permanent water	Ondiep droogvallend	Zeer nat	Nat	Zeer vochtig	Vochtig	Matig droog	Droog

Typische soorten

Tabel 2.6.2 geeft enkele typische soorten voor het mangrovebos.

Tabel 2.6.2. Mogelijke typische soorten van mangrovebossen in de Caribisch Nederland.

Gewone Naam	Wetenschappelijk Naam	IUCN categorie	Soortgroep	Categorie ⁷
Zwarte Mangrove	<i>Avicennia germinans</i>	LC	Planten	Cab
Rode Mangrove	<i>Rhizophora mangle</i>	LC	Planten	Cab
Gele Zanger	<i>Setophaga petechia</i>	LC	Vogels	Cb
Groene Reiger	<i>Butorides virescens</i>	LC	Vogels	Cb
Grijze Zeebaars	<i>Lutjanus griseus</i>	DD	Vissen	Cb
Regenboog Papegaaivis	<i>Scarus guacamaia</i>	NT	Vissen	Cb

Overige kenmerken van een goede structuur en functie

Mangrovebegroeiing wordt gekenmerkt als tamelijk ondoordringbare, altijdgroene plantengroei met een dichte concentratie aan muggen met name van de krabbengatmug, *Deinocerites* sp. Overige zoutminnende en droogte resistente plantensoorten die in mangrovegebieden voorkomen zijn *Sesuvium portulacastrum*, *Batis maritima* en *Salicornia perennis* (zeekraal). Reigers en insectivore vogels zijn talrijk. Mangrovebossen zijn belangrijke rustlocaties voor duiven en parkieten (Harms en Eberhardt, 2003).

Gezonde en veerkrachtige mangrovebossen leveren belangrijke ecosysteemdiensten, zoals:

- stabilisatie van sediment en opvang van geërodeerde teelaarde;
- bescherming van zeegrasvelden en koraalriffen door het bezinken van o.a. sedimentdeeltjes en de opname van nutriënten;

⁷ Tot de typische soorten worden gerekend: Ca = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand; Cb = constante soort met indicatie voor goede biotische structuur; Cab = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand en goede biotische structuur; K = karakteristieke soort; E = exclusieve soort.

- kustverdediging;
- kraamkamer en opgroei gebied voor tal van (commerciële) vissoorten (zoals de Grey snapper, de West-Indische langoest en de barracuda);
- habitat voor insectivore vogels en voor migrerende zangvogels.

Kwaliteitseisen van de omgeving

Voor gezonde mangroven is bescherming van en behoud van waterdiepte en watercirculatie essentieel (Debrot et al., 2010a,b). Sedimentproductie (door kalkalgen) en sediment import (vanaf het land door erosie) zijn de belangrijkste bedreigingen. Deze leiden vooral tot verminderde waterdiepte en circulatie waardoor watertemperatuur en saliniteit toenemen met een nadelig effect op mangroven en nabijgelegen zeegrasvelden. De eutrofiëring waar Lac-baai aan bloot staat (Slijkerman et al., 2011) draagt bij aan endogene (kalk)sedimentproductie. De verslechtering van de fysische randvoorwaarden voor mangrovegroei leiden dus ook tot verlies van zeegrasvelden, tot een veranderde en verarmde visfauna (Hylkema et al., 2014) en een verandering in de wadvogels die het habitat gebruiken (Debrot et al., 2013a; Debrot et al. 2014).

2.6.5 Huidig voorkomen en referentiewaarden

Binnen Caribisch Nederland komen mangrovebossen uitsluitend voor op Bonaire op de zuidelijke helft van het eiland. Het totaal areaal komt neer op ongeveer 365 ha. Voor een kaart van de huidige verspreiding wordt verwezen naar paragraaf 2.1.3.

Referentiewaarden zijn onbekend. In het verleden zal er naar verwachting echter niet veel meer mangroveareaal op Bonaire aanwezig zijn geweest dan nu.

2.6.6 Beoordeling landelijke Svl

Trends

Het mangrovebos in Lac-baai is een afwateringsgebied en daardoor een verzamelpunt voor vervuild grondwater en afgespoeld sediment en antropogene stoffen vanaf het gedegradeerde land. Dit leidt tot accumulatie van vervuilende stoffen, eutrofiëring (Slijkerman et al., 2011), dichtslibbing en verlanding van het mangrovebos in Lac-baai (Erdmann en Scheffers, 2006; Debrot et al, 2010a; Hylkema et al., 2014). Bovenop de relatief snelle dichtslibbing en verlanding is ook sprake van endogene sedimentproductie door kalkalgen. Vooral de plaatselijk talrijke Halimeda reageert zeer positief op eutrofiëring waardoor de productie van kalkzand belangrijk bijdraagt aan de dichtslibbing en verlanding. Daarnaast staan de mangroves onder druk van toeristisch-recreatieve ontwikkelingen (Debrot et al., 2012b). Ook zwerfvuil en olieverontreiniging wat aanspoelt vanuit zee vormt een bedreiging voor dit habitat (Debrot et al., 2013b).

Recente ontwikkelingen

De situatie is recentelijk niet wezenlijk veranderd. Wel worden er momenteel pilotstudies verricht om de doeltreffendheid van het herstel van waterdiepte (door verwijdering sediment) en watercirculatie (door openkappen van verbindingskanalen) te toetsen.

Beoordeling verspreiding: matig ongunstig

Het geheel aan mangroveareaal in de Kleine Antillen wordt geschat op 20.636 ha, verspreid over 263 verschillende locaties. Dat lijkt gunstig, maar overal in de Cariben zijn 41% van de mangroven in de afgelopen 25 jaar verloren gegaan (Simpson et al. 2001). Dit is in tegenstelling tot de situatie op Bonaire.

Beoordeling oppervlak: matig ongunstig

Het huidig areaal aan mangroven op Bonaire is met 365 ha beperkt, maar er zijn geen aanwijzingen dat het oppervlak aan mangroven in het verleden veel groter is geweest. Het potentieel wordt waarschijnlijk grotendeels benut. Wel is mangrove gekapt, zonder dat dit is gecompenseerd, voor de aanleg van strand voor een hotel en villa's. Ook is de wettelijke Ramsar-status van de mangroven van Lac-baai gedaagd, omdat men (nog meer) strand wilde aanleggen. Dit is echter door het hoogste gerecht verworpen (Verschuuren, 2008).

Beoordeling kwaliteit: matig ongunstig

Abiotische randvoorwaarden: De relatief snelle dichtslibbing en verlanding, als gevolg van erosie en afspoeling van sediment vanaf het gedegradeerde en overbegraasde achterland, zijn de belangrijkste oorzaken dat de abiotische randvoorwaarden voor de groei van mangrovebos verloren gaan.

Typische soorten: Met de verlanding gaan ook de typische soorten voor het mangrovebos verloren, zoals de dominante Zwarte en Rode Mangrove. De aanwezigheid van deze soorten is dus een belangrijke indicator van de gezondheid van het bos.

Overige kenmerken: Uiteindelijk verlandet het gebied in zijn geheel en verliest daarmee alle kenmerkende eigenschappen van een mangrovebos, zijn ecosysteemdiensten en ecologische waarden.

Beoordeling toekomstperspectief: matig ongunstig

Zoals hierboven beschreven zijn er vele bedreigingen voor het mangrovebos, maar het meest substantieel is de verlanding als gevolg van deels natuurlijke en deels door de mens versnelde erosie. De pilotstudies verricht om de doeltreffendheid van het herstel van waterdiepte (door verwijdering sediment) en watercirculatie (door openkappen van verbindingskanalen) te toetsen zijn hoopvol. Recreatie (Debrot et al., 2012b) en vervuiling door eutrofiëring en zwerfvuil (Slijkerman et al., 2012; Debrot et al., 2013b) blijven echter een bedreiging voor de kwaliteit van dit habitatype. De effecten van klimaatverandering zijn onduidelijk. Het verval gaat gestaag door maar er is toekomstperspectief daar herstel technisch eenvoudig en waarschijnlijk deels kostendekkend is.

Aspect Mangrovebossen	2017
Verspreiding	Matig ongunstig
Oppervlakte	Matig ongunstig
Kwaliteit	Matig ongunstig
Toekomstperspectief	Matig ongunstig
Beoordeling Landelijke Svl	Matig ongunstig

2.6.7 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstellingen

Lange termijn doelen

Het streefbeeld voor een gunstige Svl is het behoud van verspreiding en oppervlak en verbetering van de kwaliteit van het mangrovebos in Lac-baai.

Korte termijn (5 jaar) doelen

Verbetering van de kwaliteit houdt met name in dat waterdiepte en circulatie in de reeds verlande delen van Lac-baai dienen te worden hersteld, door verwijdering van geaccumuleerd sediment en door het openen van verbindingskanalen. Naast a) het uitvoeren van pilot interventies op dit vlak en monitoring van het effect, zijn andere prioriteiten vooral: b) het terugdringen van overbegrazing door loslopend vee; c) het beheersen van menselijke verstoring; en d) de planologische bescherming van het achterliggende afwateringsgebied tegen urbanisatie, zodat de instroom van gifstoffen, nutriënten en pathogenen via oppervlakte- en grondwater wordt beperkt.

2.6.8 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Belangrijkste bedreigingen		Management acties
Vervuiling	Bodem- en watervervuiling spoelt met oppervlakte en bodemwater mee en verzamelt zich in de mangrovegebieden.	Met stedelijke planning voorkomen dat er veel bebouwing en industriële activiteit terecht komt in de bovenstroomse afwateringsgebieden.
Dichtslibbing	<ul style="list-style-type: none"> • Landdegradatie, met name door overbegrazing, waardoor erosie optreedt en sediment in zee spoelt. • Endogene sedimentproductie door kalkalgen. Vooral Halimeda reageert zeer positief op eutrofiëring. 	<ul style="list-style-type: none"> • Terugdringen overbegrazing en actief beheer van vee. Terugwinning van geërodeerde teelaarde uit dichtgeslibde mangrovegebieden om het verloren gegane waterareaal te herstellen. • Hetopenhakken van verbindingskanalen.
Verstoring	Verstoring van rustende en foeragerende vogels door ongecontroleerde recreatieve activiteit	<ul style="list-style-type: none"> • Zonering en verbeterde visitor management. • Toezicht en wetshandhaving.

2.6.9 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Er is voldoende bekend van het systeem om technieken die elders bewezen zijn lokaal te toetsen. Monitoring is vooral van belang voor de toetsing en evaluatie van interventies. Systeemherstel (en/of verder verval) is langzaam voortschrijdend en 5-jaarlijkse monitoring van typische soorten, bedekkingsgraad e.d. zal meer inzicht geven in de trend.

Bronnen

- Davaasuren, N., Meesters, H.W.G., 2012. Extent and health of mangroves in Lac Bay Bonaire using satellite data. Den Helder : IMARES, (Report C190/11)
- Debrot, A., E. Meesters, R. de Leon and D. Slijkerman. 2010a. Lac Bonaire – Restoration Action Spear Points. September 2010. IMARES Rept. No. C133/10, 25 pp.
- Debrot, A., E. Meesters and D. Slijkerman. 2010b. Assessment of Ramsar site Lac Bonaire – June 2010. IMARES Rept. No. C066/10, 31 pp.
- Debrot, A.O., R. van Bemmelen and J. Ligon. 2014. Bird communities of contrasting semi-natural habitats of Bonaire, in the arid South-eastern Caribbean. Caribbean Journal of Science 48 (2-3): 138-150.
- Debrot, A.O. and J. Sybesma, 2000. The Dutch Antilles, Chapter 38. In C. R. C. Sheppard (ed.), Seas at the Millennium: an Environmental Evaluation, Vol. I Regional Chapters: Europe, The Americas and West Africa, pp. 595-614. Elsevier, Amsterdam
- Debrot, A.O., Hylkema, A., Vogelaar, W., Meesters, H.W.G., Engel, M.S., R. de León, W.F. Prud'homme van Reine and I. Nagelkerken. 2012a. Baseline surveys of Lac bay benthic and fish communities, Bonaire. IMARES-Wageningen UR Report C129/12. 52 pp.
- Debrot, A., C. Wentink and A. Wulfsen. 2012b. Baseline survey of anthropogenic pressures for the Lac Bay ecosystem, Bonaire. IMARES Report number C092/12. 71 pp.
- Debrot, A.O., R. van Bemmelen and J. Ligon. 2013a. Bird communities of contrasting semi-natural habitats of Lac Bay, Bonaire, during the fall migration season, 2011. IMARES Report C165/12, 25 pp.
- Debrot, A.O., P. S. Bron, R. de León and H.W.G. Meesters. 2013b Marine debris in mangroves and on the seabed: largely-neglected litter problems. Marine Pollution Bulletin 72: 1.
- Erdmann, W. and A. Scheffers 2006. Map of Lac Bay mangrove development 1961-1996. Univ. Duisberg-Essen.
- FAO (2007) The World's Mangroves 1980-2005, FAO Forestry Paper 153. Rome: Forest Resources Division, FAO. 77 p.
- Geelhoed, S.C.V., A.O. Debrot, J.C. Ligon, H. Madden, J.P. Verdaat, S.R. Williams and K. Wulf 2013. Important Bird Areas in the Caribbean Netherlands. IMARES Report C054/ 13, 50 pp.
- Harms, K. E. and J. R. Eberhard. 2003. Roosting behavior of the brown-throated parakeet (*Aratinga pertinax*) and roost locations on four southern Caribbean islands. Ornithol. Neotrop. 14:79-89.
- Hylkema, A., W. Vogelaar, H.W.G. Meesters, I. Nagelkerken and A. O. Debrot. 2014. Fish species utilization of contrasting habitats distributed along an ocean-to-land environmental gradient in a tropical mangrove and seagrass lagoon. Estuaries and Coasts Estuaries and Coasts. DOI 10.1007/s12237-014-99071

-
- McKee, K. L., Cahoon, D. R. and Feller, I. C. 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 545–556. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00317.x
- Polidoro BA, Carpenter KE, Collins L, Duke NC, Ellison AM, Ellison JC, et al. (2010) The Loss of Species: Mangrove Extinction Risk and Geographic Areas of Global Concern. *PLoS ONE* 5(4): e10095. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010095>
- Simpson, M., D. Scott, U. Trotz. 2011. Climate Change's Impact on the Caribbean's Ability to Sustain Tourism, Natural Assets and Livelihoods. Environmental Safeguards Unit, TECHNICAL NOTES No. IDB-TN-238, Inter-American development Bank. 17 pp.
- Slijkerman, D.M.E., Peachey, R.B.J., Hausmann, P.S., Meesters, H.W.G., 2011. Eutrophication status of Lac, Bonaire, Dutch Caribbean Including proposals for measures. IMARES Report Nr. C093/11. 40 pp.
- Verschuuren, J. 2008. Ramsar soft law is not soft at all. Discussion of the 2007 decision by the Netherlands Crown on the Lac Ramsar site on the island of Bonaire. *Milieu en Recht* 35(1): 28-34.
- WWF, 2017. <https://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt1416>

2.7 Zoutpannen en zoutmeren (saliñas)

Door: Debrot, A.O., Henkens, R.J.H.G. en P.J.F.M. Verweij

2.7.1 Internationale beschermingsstatus

Verskillende habitatypen van zoute wadgebieden zijn beschermd onder de Europese Habitatrichtlijn, met name vanwege het belang voor wad- en trekvogels. In de Cariben spelen zoutpannen en zoutmeren (zoute moerasgebieden, oftewel “saliñas”) een soortgelijke rol. Saliñas kunnen aangewezen zijn als Ramsargebied, zoals de saliñas van het Washington Slagbaai Nationaal Park, alsook het Pekelmeer op Bonaire. Ook zijn veel zoute moeraslanden aangewezen als Important Bird Areas (IBAs) door Birdlife International (Geelhoed et al., 2013).

2.7.2 Kenschets

Beschrijving

Saliñas zijn ondiepe, semi-afgesloten zoutwaterlichamen voornamelijk verbonden aan afwateringsgebieden langs de kust. Deze werden veelal gevormd aan het einde van de grote ijstijd als ondiepe eindstadia van voormalige binnenbaaien (Boekschoten, 1982). Op jaarbasis zijn saliñas onderhevig aan sterke wisselingen in zoutgehalte, tussen nagenoeg zoete tot hypersaline omstandigheden (Jongman et al., 2009). Planten en dieren die aangepast zijn aan dit milieu zijn bijvoorbeeld het zeegras *Ruppia maritima* en verschillende Cyprinodontide vissoorten (Kristensen, 1970) (zoals de endemische *Poecilia vandepolli* (Poeser, 1992) en *Cyprinodon dearborni*), Mullidae, Gerridae, Centropomidae, Albulidae en Elopidae. Ook herbergen saliñas belangrijke voedselsoorten van de Caribische flamingo zoals de pekelkreeft, *Artemia* sp. (Kristensen and Hulscher-Emeis, 1972), de slakken *Cerithidae costata*, *Cerithium variable* en *Gemma purpurea* (de Boer, 1979) en de pekelvlieg *Ephydra cinerea* (Rooth, 1965).

Verskillende studies geven achtergrondinformatie over de ecologie van het waterleven van de saliñas (Debrot en de Freitas, 1999; Ecovision, 1996; Koster, 1963; Kristensen, 1964, 1967, 1971; Stephensen, 1933; Versichele, 1984). Sterke fluctuatie in saliniteit betekent dat tijdens droge periodes, wanneer de saliñas hypersalien worden, de visfauna sterft. De saliñas ontwikkelen daarna grote dichtheden van kleine voedselorganismen, die dienen als voedselbron voor flamingo's en andere vogels.

Saliñas zijn het belangrijkste broedhabitat voor verschillende grondnestelende zeevogels, zoals met name sterns en strandlopers (Debrot et al., 2009; Wells en Wells, 2006). Vermoedelijk kiezen deze vogels dit soort broedhabitat omdat terrestrische predatoren meestal reeds vanaf een grote afstand zichtbaar zijn. In zijn algemeenheid kan gesteld worden dat de saliña een voorbeeld is van een wisselend zout en aride moerasgebied. Dankzij de sterk variërende en fysiologisch stressvolle omstandigheden vormt de saliña een unieke niche voor soorten die bestendig zijn tegen grote verschillen in zoutconcentratie en die daar kunnen ontsnappen aan aquatische predatoren en concurrenten die fysiologisch niet opgewassen zijn tegen hoge concentraties en fluctuaties in zoutgehalte (Levinton, 1982). Dit staat zulke zout- en fluctuatietolerante soorten toe om hoge populatiedichtheden op te bouwen, die op hun beurt weer als voedsel dienen voor watervogels (zoals de flamingo). Ook dienen saliñas (bij lagere zoutconcentraties) als kraamkamer voor bepaalde vissoorten zoals de tarpoon (*Megalops atlanticus*), de kalmou (*Mugil liza*) en de snoek (*Centropomus undecimalis*) (Kristensen, 1964).

Relatief belang in het Caribisch gebied: groot

Saliñas in de Cariben zijn geconcentreerd rond de Bahamas en de zuidelijke Cariben, waaronder Bonaire. De saliñas van Bonaire zijn van grote internationale betekenis als broedhabitat voor drie soorten regionaal bedreigde sterns. Bonaire behoort tot de belangrijkste broedgebieden van de Cariben voor de visdief, de Amerikaanse dwergstern en de Amerikaanse grote stern (Debrot et al., 2009; Halewijn en Norton, 1984; Voous, 1983). Daarnaast zijn ze van groot belang als foerageergebied voor migrerende en overwinterende wadvogels (Prins et al., 2009; Debrot et al., 2014; Voous, 1983). Vele van deze zoute moerasgebieden van Bonaire liggen binnen de door Birdlife International erkende IBA's (Geelhoed et al., 2013).

2.7.3 Definitie habitat

Saliñas zijn in feite laaggelegen vlakke afwateringsgebieden en liggen normaal dicht bij de zee. Ze zijn erg variabel in omvang, diepte, fysische parameters (zoals zoutgehalte, helderheid, temperatuur en nutriëntgehalte) en in de geassocieerde fauna (Kristensen 1967, 1970, 1971, Debrot 2003). Vaak zijn ze in meer of mindere mate in het koloniale verleden aangepast als "zoutpannen" voor zoutwinning.

2.7.4 Kwaliteitseisen

Abiotische randvoorwaarden

Saliñas kunnen ontstaan in warme (tropische) vlakke gebieden vlakbij zee. Doordat saliñas sterk variëren onder invloed van regenval en verdamping zijn ook de abiotische omstandigheden zeer uiteenlopend. De sterk variërende abiotiek is eigenlijk de belangrijkste voorwaarde voor het ontstaan van saliñas (Tabel 2.7.1).

Tabel 2.7.1. – Schets van de belangrijkste abiotische randvoorwaarden voor het ontstaan van saliñas.

Zoutgehalte	Zeer zoet	Matig zoet	Zwak brak	Licht brak	Matig brak	Sterk brak	Zout	Zeer zout / hypersalien
Voedselrijkdom	Zeer voedselarm	Matig voedselarm	Licht voedselrijk	Matig voedselrijk	Zeer voedselrijk	Uiterst voedselrijk		
Helderheid	Zeer troebel	Troebel	Matig helder	Helder	Zeer helder			
Dynamiek	Gemiddelde dagelijkse omstandigheden			Incidenteel hoog dynamisch		Zeer hoog dynamisch		
Zuurgraad	Basisch	Neutraal-a	Neutraal-b	Zwak zuur-a	Zwak zuur-b	Matig zuur-a	Matig zuur-b	Zuur-a Zuur-b
Vochttoestand	Diep water	Ondiep permanent water	Ondiep droogvallend	Zeer nat	Nat	Zeer vochtig	Vochtig	Matig droog Droog

Typische soorten

Tabel 2.7.2 geeft enkele soorten die mogelijk kwalificeren als typische soorten voor saliñas.

Tabel 2.7.2 – Mogelijke typische soorten van Saliñas in Caribisch Nederland.

Gewone Naam	Wetenschappelijk Naam	IUCN categorie	Soortgroep	Categorie ⁸
Visdief	<i>Sterna hirundo</i>	LC	Vogels	..
Dwergstern	<i>Sterna antillarum</i>	LC	Vogels	Cb
Grote Stern	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	LC	Vogels	Cb
Caribische Flamingo	<i>Phoenicopterus ruber</i>	LC	Vogels	E
Pekelkreeft	<i>Artemia salina</i>	DD	Kreeftachtigen	E
Pekelvlieg	<i>Ephydra cinerea</i>	DD	Insecten	K
Tandkarper	<i>Cyprinodon dearborni</i>	DD	Vissen	Cb
Bonefish	<i>Albula vulpes</i>	NT	Vissen	Cb
Ladyfish	<i>Elops saurus</i>	DD	Vissen	Cb

⁸ Tot de typische soorten worden gerekend: Ca = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand; Cb = constante soort met indicatie voor goede biotische structuur; Cab = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand en goede biotische structuur; K = karakteristieke soort; E = exclusieve soort.

Overige kenmerken van een goede structuur en functie

Saliñas worden omgeven door zoutminnende en droogte resistente plantensoorten die vaak gekenmerkt worden door vlezige bladeren (e.g. *Sesuvium portulacastrum*, *Batis maritima*, *Salicornia perennis* (zeekraal)). Gezonde en veerkrachtige saliñas leveren belangrijke ecosysteemdiensten, zoals:

- stabilisatie van sediment en opvang van geërodeerde bovengrond (teelaarde);
- bescherming van koraalriffen door het bezinken van o.a. sedimentdeeltjes;
- kraamkamer en opgroeigebied voor tal van (commerciële) vissoorten (zoals de snoek, *Centropomus undecimalis*);
- opvang en doden van pathogenen.

Kwaliteitseisen van de omgeving

Voor de functie als broedgebied is bescherming nodig tegen menselijke verstoring. Voor de overige functies is bescherming nodig tegen vervuiling van bodem- en grondwater van het achterliggende afwateringsgebied. Overbegrazing door loslopend vee, met name geiten, is op Bonaire een ernstig en hardnekkig ecologisch probleem (Neijenhuis et al., 2015; Lagerveld et al., 2015; Debrot, 2016). Dit veroorzaakt op grote schaal erosie en verlies van bodemnutriënten (Vergeer, 2017), met als gevolg een versnelde dichtslibbing van dit belangrijke habitat.

2.7.5 Huidig voorkomen en referentiewaarden

Binnen Caribisch Nederland komen saliñas en zoutmeren uitsluitend voor op Bonaire (Jongman et al., 2009). Ze zijn te vinden in alle vlakke delen van het eiland langs de kust. Het totaal areaal komt neer op ongeveer 3.814 ha. Voor een detailkaart wordt verwezen naar paragraaf 2.1.3.

Referentiewaarden zijn onbekend en moeilijk te definiëren daar saliñas erg variabel zijn in ruimte en tijd.

2.7.6 Beoordeling landelijke Svl

Trends

Afspoeling van sediment vanaf het gedegradeerde land zorgt voor dichtslibbing en verlanding van saliñas, waardoor oppervlak verloren gaat.

Recente ontwikkelingen

Verstedelijking rond Kralendijk (Bonaire) zorgt voor verlies van daar aanwezige saliñas. Bij Kralendijk is in recente jaren een groot saliñagebied (Salina Vlijt) nagenoeg verloren gegaan als gevolg van verstedelijking.

Beoordeling verspreiding: gunstig

Zoute moerasgebieden zijn een veel voorkomend habitat langs de kust van Bonaire. Op St. Eustatius en Saba komen ze oorspronkelijk niet voor. Ook op Curaçao, Aruba en in Venezuela komen veel saliñas voor. De verspreiding van Saliñas wordt gunstig geacht.

Beoordeling oppervlak: matig ongunstig

Zoute moerasgebieden zijn een veel voorkomend habitat langs de kust van Bonaire. Het grootste oppervlak ligt in het laaggelegen zuidelijke deel, wat voor een groot deel bestaat uit beheerde zoutpannen voor de industriële zoutproductie. Dit is het enige deel van Bonaire waar zoutpannen actief beheerd worden voor zoutproductie. Over het algemeen is de zoutwinning gestaakt en zijn de zoutpannen in meerdere of mindere mate ontwikkeld tot een natuurlijke staat. Opslibbing van salinas en verlies door verstedelijking gaat echter ten koste van het oppervlak van niet-beheerde salinas.

Beoordeling kwaliteit: matig ongunstig

Abiotische randvoorwaarden: Afspoeling van sediment vanaf het gedegradeerde land zorgt voor dichtslibbing (Debrot et al., 2012). Uiteindelijk verlandt een saliña in zijn geheel, waarmee ook alle belangrijke ecosysteemwaarden als moerasland verloren gaan. Als afwateringsgebied is het zoute

moeras niet alleen kwetsbaar voor dichtslibbing maar ook voor accumulatie van antropogene vervuiling dat met het oppervlakte- en/of grondwater meespoelt vanuit bewoonde gebieden. Behalve voor het Gotomeer waar ernstige industriële vervuiling is aangetoond en bewezen (Slijkerman et al., 2013, de Vries et al., 2017), is er niets bekend over de vervuilingstatus van de salinagebieden van het eiland. In het plantageverleden waren deze gebieden bij plantagehouders populair als schietbaan en jachtgebied op migrerende eenden. De mogelijke ophoping van en vervuiling met lood (Pb) dient nader te worden onderzocht.

Typische soorten: Verstoring door recreatie heeft waarschijnlijk een nadelig effect op het broedsucces van sterns en het foerageersucces van de Caribische flamingo. De aanwezigheid van de flamingo is een belangrijke indicator voor habitatkwaliteit.

Overige kenmerken: Met de verlanding van de salina gaan ook belangwekkende ecosysteemdiensten verloren, zoals de opvang van sediment, wat weer ten koste gaat van andere ecosystemen zoals koraalriffen. De mate waarin dit momenteel plaatsvindt is niet bekend.

Beoordeling toekomstperspectief: matig ongunstig

De beheersing van het probleem van loslopend vee blijkt erg moeilijk te zijn. Ondanks diverse hoopgevende initiatieven lijkt een oplossing niet op korte termijn voorhanden. Ook toont het proces van stedelijke ontwikkelingsplanning al jaren geen vooruitgang en is de Stichting Nationale Parken Nederlandse Antillen Bonaire (STINAPA-Bonaire) onvoldoende toegerust op de controle van niet-inheemse predatoren. Daarnaast is er vlakbij Kralendijk veel druk van verstedelijking op Saliña di Vlijt. Ook klimaatverandering zal middels zeespiegelstijging, meer regenval en hogere temperaturen een effect hebben op salinas, maar het is onduidelijk wat dit zal betekenen voor de SvI.

Aspect zoutpannen en zoutmeren (Saliñas)	2017
Verspreiding	Gunstig
Oppervlakte	Matig ongunstig
Kwaliteit	Matig ongunstig
Toekomstperspectief	Matig ongunstig
Beoordeling Landelijke SvI	Matig ongunstig

2.7.7 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstellingen

Lange termijn doelen

Het streefbeeld voor een gunstige SvI is het behoud van verspreiding, oppervlak en kwaliteit.

Korte termijn (5 jaar) doelen

Vooral het terugdringen van overbegrazing door loslopend vee, het beheersen van menselijke verstoring en invasieve predatoren (m.n. katten) en planologische veiligstelling tegen urbanisatie van de achterliggende afwateringsgebieden.

2.7.8 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Belangrijkste bedreigingen		Management acties
Klimaatverandering	Meer regenval, hogere temperaturen en zeespiegelstijging zullen ongetwijfeld effect hebben op de laaggelegen salinas. Dit kan resulteren in overstroming (van nesten) met zoet of zout water enerzijds en droogvallen anderzijds.	Monitoren van effecten en op basis daarvan beheermaatregelen nemen.
Vervuiling	Bodem- en watervervuiling spoelt met oppervlakte en bodemwater mee en verzamelt zich in de zoute moerasgebieden.	Met stedelijke planning voorkomen dat er veel bebouwing en industriële activiteit terecht komt in de bovenstroomse afwateringsgebieden.
Sedimentatie van geërodeerde aarde	Degradatie van het land, met name door overbegrazing, waardoor erosie optreedt en sediment in zee spoelt.	<ul style="list-style-type: none"> • Terugdringen overbegrazing en actief beheer van vee. • Terugwinning van geërodeerde teelaarde uit salinagebieden om het verloren gegaan waterareaal te herstellen.
Verstoring	Verstoring van nestelende en foeragerende vogels door ongecontroleerde recreatieve activiteit	Zonering, verbeterd visitor management en toezicht (Debrot et al. 2009; Bertuol et al. 2015).
Niet-inheemse (invasieve) predatoren	Totaal of grootschalig negatief effect op het broedsucces van grondbroeders zoals sternkolonies.	Afschot van loslopende invasieve predatoren (vooral katten, maar ook soms honden en varkens)

2.7.9 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Er zijn zeer weinig studies gedaan naar de ecologie van de typische soorten, er is weinig bekend over het gebruik van salinas door trekkende wadvogels en weinig bekend over de randvoorwaarden voor gezond functioneren van salinas.

Bronnen

- Bertuol, P., Eybrecht, L. and A.O. Debrot, 2015. Artificial Islands as a tool in Least Tern Conservation, Bonaire. 20th International Meeting of BirdsCaribbean.
- Boekschoten, B., 1982. Geology, general introduction. *Stinapa* 23: 22-24.
- Boer, B.A. de, 1979. Flamingos on Bonaire and in Venezuela. *Stinapa Doc. Ser. 3.*, Carmabi, Curaçao.
- Debrot, A.O., 2016. Goat culling project Slagbaai, Bonaire: 1st Year Progress Report, Field Assessment and Key Recommendations. Unpublished IMARES-report C052/16, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 46 pp
- Debrot, A. O., 2003. A review of the freshwater fishes of Curaçao, with comments on those of Aruba and Bonaire. *Car. J. Sci.* 39: 100-108.
- Debrot, A.O., Bemmelen, R. van, and J. Ligon, 2014. Bird communities of contrasting semi-natural habitats of Bonaire, in the arid South-eastern Caribbean. *Caribbean Journal of Science* 48 (2-3): 138-150.
- Debrot, A.O., Boogerd, C. and D. van den Broeck, 2009. Chapter 24. The Netherlands Antilles III: Curaçao and Bonaire. Pp. 207-215. In: P. E. Bradley and R. L. Norton (eds.) *Breeding seabirds of the Caribbean*. Univ. Press, Florida.
- Debrot, A. O. and J. A. de Freitas. 1999. Avifaunal and botanical survey of the Jan Thiel lagoon conservation area, Curaçao. *Carmabi Report*, 1999, 21 pp.
- Debrot, A.O., Hylkema, A., Vogelaar, W., Meesters, H.W.G., Engel, M.S., R. de León, W.F. Prud'homme van Reine and I. Nagelkerken. 2012. Baseline surveys of Lac bay benthic and fish communities, Bonaire. IMARES-Wageningen UR Report C129/12. 52 pp.
- Ecovision, 1996. Inrichtings- en beheersplan Rif Sint Marie en Jan Kok, KNAP-project 96-01, Carmabi Report, 1996, 44 pp.
- Geelhoed, S.C.V., Debrot, A.O., Ligon, J.C., Madden, H., Verdaat, J.P., Williams, S.R. and K. Wulf, 2013. Important Bird Areas in the Caribbean Netherlands. IMARES Report C054/ 13, 50 pp

-
- Halewyn Van, R. and R. Norton, 1984. The status and conservation of seabirds in the Caribbean. In Croxall JP, Evans PG & Schreiber RW (eds). Status and conservation of the worlds' seabirds. ICBP Technical Publication 2. Pp 169-222.
- Jongman, R.H.G., Meesters, E.H.W.G. en A.O. Debrot, 2009. Onderzoeksvragen en verplichtingen op het gebied van Biodiversiteit voor de BES eilanden: Bonaire, Saba en St. Eustatius. Alterra-IMARES. 57 pp.
- Koster, J.T., 1963. Antillean Cyanophyceae from salt pans and marine localities. Blumea 12: 45- 56.
- Kristensen, I. 1964. Hypersaline bays as an environment of young fish. Proc. Gulf. Car. Fish. Inst., Ann. Sess. 1963: 139-142.
- Kristensen, I. 1967. Ecology of hypersaline water in the Netherlands Antilles. Arch. Neerl. De Zoologie 17(2): 291-292.
- Kristensen, I., 1970. Competition in three cyprinodont fish species in the Netherlands Antilles. Stud. Fauna Cur. Caribb. Isl. 32: 82-101.
- Kristensen, I., 1971. Preference of euryhaline species for brackish and superhaline waters. Vie et Milieu, 3d Symp. Europeen de Biologie Marine, Suppl 22: 811-826.
- Kristensen, I. and T.M. Hulscher-Emeis, 1972. Factors influencing Artemia populations in Antillean islands. Stud. Fauna Cur. Caribb. Isl. 39: 87-111.
- Lagerveld, S., Debrot, A.O., Bertoul, P., Davaasuren, N. en F. Neijenhuis, 2015. Populatieschatting geiten op Bonaire. IMARES-report C115/15, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 48 pp.
- Levinton, J.S., 1982. Marine ecology. Prentice Hall, New Jersey. 526 pp.
- Neijenhuis, F., Bos., B. en A.O. Debrot, 2015. (vertrouwelijk). Beleidsadvies geitenhouderij op Bonaire. Wageningen UR Livestock International/IMARES. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 44 pp.
- Poeser, F. N. 1992. Re-establishment and redescription of *Poecilia vandepolli* van Lidth de jeude, 1887 (Pisces: Poeciliinae), with comments on related species. Stud. Nat. Hist. Caribb. Reg. 71: 79-98.
- Prins, T.G., Reuter, J.H., Debrot, A.O., Wattel., J. and V. Nijman, 2009. Checklist of the birds of Aruba, Curaçao and Bonaire. Ardea 97(2): 137-268.
- Rooth, J., 1965. The flamingos on Bonaire (Netherlands Antilles) Publ. Fnd. Sci. Res. Caribb. Region. 41.
- Slijkerman, D.M.E., Vries, P. de, Kotterman, M.J.J., Cuperus, J., Kwadijk, C.J.A.F. en R. van Wijngaarden, 2013. Saliña Goto and reduced flamingo abundance since 2010. Ecological and ecotoxicological research. IMARES Rapport C211/13.
- Stephensen, K., 1933. Amphipoda from the marine localities of Bonaire and Curaçao. Zool. Jahrb. (Syst.) 64 3/5: 437-446.
- Vergeer, A., 2017. The influence of goats on soil hydrological properties on semi-arid Bonaire. MSc. Thesis, Wageningen University, 28 pp + app.
- Versichele, D., 1984. Verslag van het studieverblijf aan het Caraïbisch Marien Biologisch Instituut (CARMABI) op het eiland Curaçao (Ned. Antillen). CARMABI/Univ. Ghent Report, 1984, 9 pp + app.
- Voous, K.H., 1983. Birds of the Netherlands Antilles. De Walburg Pers, Zutphen.
- Vries P, de, Slijkerman DME, Kwadijk CJAF, Kotterman MJJ, Posthuma L, de Zwart D, Murk AJ, Foekema EM. 2017. The toxic exposure of flamingos to per- and Polyfluoroalkyl substances (PFAS) from firefighting foam applications in Bonaire. Mar Pollut Bull. 2017 Jul 11. pii: S0025-326X(17)30598-2. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.07.017.
- Wells, J.V. and A.C. Wells, 2006. The significance of Bonaire, Netherlands Antilles, as a breeding site for terns and plovers. J. Carib. Ornithol 19: 21-26.

2.8 Zeegrasvelden en zeewiervelden

Door: Henkens, R.J.H.G., Debrot, A.O. en S. Engel

2.8.1 Internationale beschermingsstatus

Alle Caribische zeegrassoorten staan op annex III van het SPAW protocol. Dat betekent dat exploitatie is toegestaan, maar dat dit gereguleerd is om overexploitatie te voorkomen. Slechts één zeegrassoort (*Halophila baillonis*) van Caribisch Nederland staat als kwetsbaar (VU) op de IUCN Rode Lijst.

2.8.2 Kenschets

Beschrijving

Dit habitat omvat zeegrasvelden in ondiepe en tot 50 m diepe, heldere, voedselarme, zoute en brakke wateren. Evolutionair gezien zijn zeegrassen landplanten die zich hebben aangepast aan het onderzeese leven. Veel eigenschappen als landplant zijn behouden gebleven, zoals het hebben van echte wortels om voedingsstoffen uit de bodem te halen en zelfs bloemen, pollen en zaden.

Zeegrasvelden vormen een belangrijke kraamkamer, opgroeigebied en voedselgebied voor tal van vissoorten, zoals Papegaavissen (Scaridae), Doktersvissen (Acanthuridae) en Zeebrasems (Sparidae). De Queen Conch (*Lobatus gigas*) schuilt het eerste jaar in het zand rondom het zeegrasveld, voordat ze het zeegrasveld als leefgebied gaan gebruiken (bron: www.dcn.nl). Voor Groene zeeschildpadden (*Chelonia mydas*) vormen zeegrasvelden een cruciaal voedselgebied. Zeegrasvelden leveren daarnaast nog tal van andere ecosystemendiensten, zoals het vastleggen van sediment en CO₂.

Zeegrasvelden zijn vaak gemengd met wieren, met name een aantal karakteristieke groenwieren. Wiervelden zelf betreffen echter vooral uitgestrekte velden van voornamelijk het bruinwier Sargassum. Deze zijn te vinden langs de gehele oostkust van Bonaire op dieptes tussen 3 en ongeveer 20 m. In deze zone van sterke waterstromingen hebben koralen het zeer moeilijk en wordt de zeebodem bedekt door dichte matten van voornamelijk *Sargassum polyceratum* (Bak, 1975). Er zijn studies verricht naar de productiviteit (Wanders, 1976a,b), biomassa (Ruyter van Steveninck en Breeman, 1981), populatiedynamica (Wanders, 1977; Ruyter van Steveninck en Breeman, 1987a,b; Engelen et al., 2005a,b) en genetica (Engelen et al., 2001) van de belangrijkste soort van deze gemeenschap. Deze zeewiervelden blijken in het koraalrifstelsel een speciale rol te kunnen vervullen als voedsel en kraamkamergebied voor koraalrifvissoorten (Chaves et al., 2013) maar hierover is voor Caribisch Nederland niets bekend. Ook zijn deze zeewiervelden geheel nog niet in kaart gebracht.

Ook de Saba Bank kent uitgestrekte wiervelden die wellicht veel groter zijn dan het areaal aan koraalrif en die geschat worden op ongeveer 255 km². Deze wiervelden zijn qua structuur en samenstelling anders dan de Sargassumvelden van Bonaire (Toller et al., 2010). Ze omvatten verschillende typen die op grond van de overheersende soortengroep onderscheiden kunnen worden. Zo zijn er op de Saba Bank groenwiervelden, bruinwiervelden (waaronder ook de Sargassumvelden gevat moeten worden) en roodwiervelden, alle drie met een grote soortenrijkdom (Littler et al., 2010).

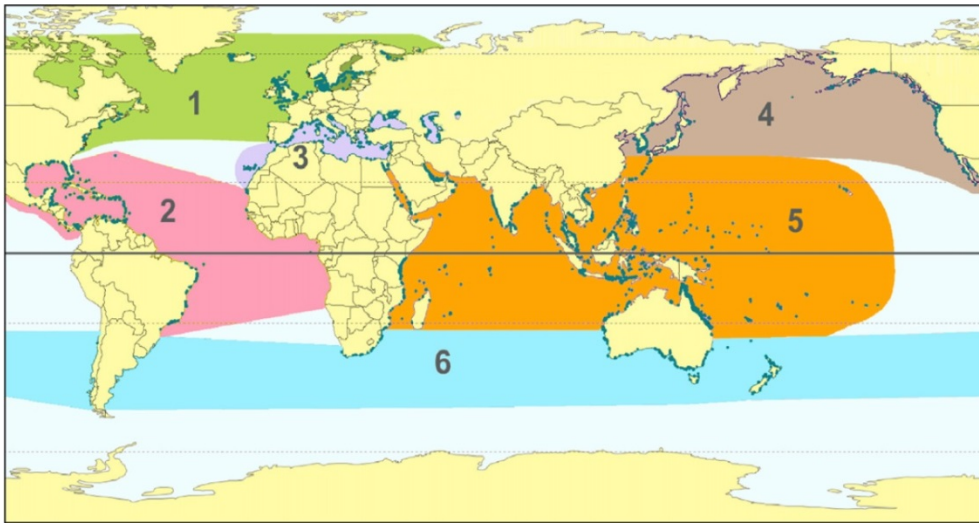
Relatief belang in het Caribisch gebied: zeegrasvelden beperkt, wiervelden groot

De verspreiding van zeegrassen op wereldschaal is door Short et al. (2007) verdeeld in zes bioregio's. De Caribische zee behoort samen met de Golf van Mexico, Bermuda en de beide tropische kusten van de Atlantische Oceaan tot de Tropisch Atlantische bioregio (Fig. 2.8.1). Binnen deze regio komen 10 soorten zeegrassen voor, waaronder één invasieve exoot: *Halophila stipulacea*. De negen oorspronkelijk (inheemse) soorten zijn: *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii*, *Halophila baillonii*, *Halophila decipiens*, *Ruppia maritima* en de endemen *Halodule bermudensis* (endemisch voor Bermuda) en *Halophila johnsonii* (endemisch voor oostelijk Florida).

Alle soorten, behalve de twee endemen, komen ook voor in Caribisch Nederland. Het invasieve *H. stipulacea* wordt zowel op de Beneden- als de Bovenwindse eilanden aangetroffen. De belangrijkste zeegrasvelden in Caribisch Nederland bevinden zich in de Lac-baai (en in mindere mate Lagun) op Bonaire en rond St. Eustatius. Op Saba komen hier en daar nog wat kleine zeegrasvelden voor van

Halophila decipiens (Fig 2.8.2; J. Rahn, pers. comm.). Zeegrasvelden zijn vooralsnog niet bekend van de Saba Bank.

Gezien het beperkte areaal aan zeegrasvelden in Caribisch Nederland is het relatief belang voor de Cariben als geheel beperkt.



Figuur 2.8.1. Verspreiding van zeegrassen op wereldschaal (blauwe punten en polygonen; data van 2005 UNEP-WCMC) en geografische bioregio's. 1. Gematigd 2. Tropisch Atlantisch, 3. Mediterraan, 4. Gematigd Noord Pacifisch, 5. Tropisch Indo-Pacifisch, 6. Gematigd Zuidelijke Oceaan. (Short et al., 2007).



Figuur 2.8.2. Zeegrasveld van de inheemse zeegrassoort *Halophila decipiens* op Saba (foto: J. Rahn).

De wierevelden op de Saba Bank omvatten volgens Littler et al. (2010) "tot dan toe onbekende unieke algengemeenschappen". Zij rekenen de Saba Bank tot het meest diverse gebied voor zeewieren in de Cariben en stellen dat "Habitats op de Saba Bank overtreffen ver de soortendiversiteit per eenheid verzamelingsinspanning [red. van de twee tot dan toe geïdentificeerde meest diverse gebieden]". Mede door het oppervlak van deze soortenrijke wierevelden op de Saba Bank, is het relatief belang binnen de Cariben groot.

2.8.3 Definitie habitat

Vegetatietypen

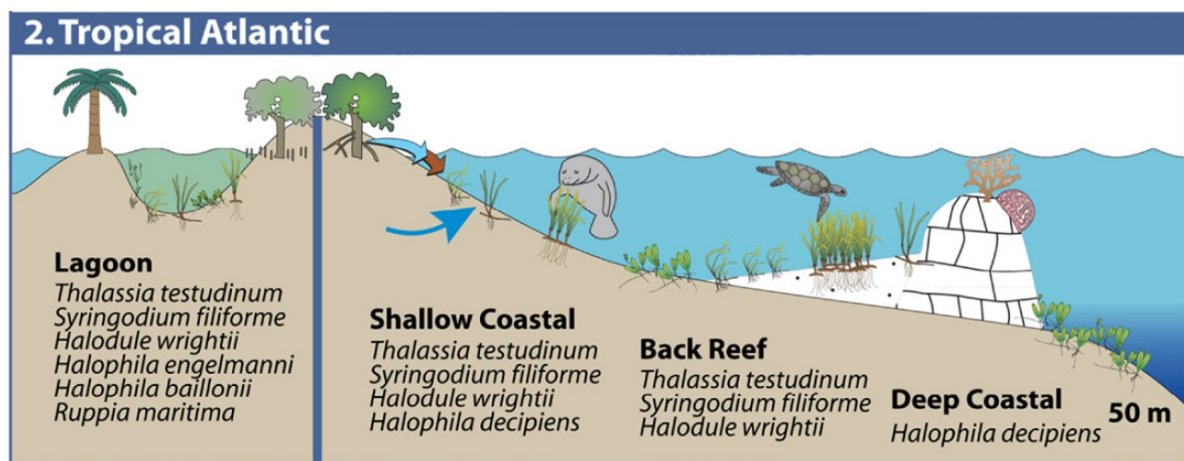
Binnen de Tropisch Atlantische bioregio worden zeegrasvelden aangetroffen in lagunes, ondiepe kustzones, bij koraalriffen en in diepere kustzones tot 50 m (Figuur 2.8.3). De zeegrasvelden worden gedomineerd door drie soorten: *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* en *Halodule wrightii*. Deze

kunnen als monotone begroeiing voorkomen, maar meestal betreft het een successiestadium met een diverse soortensamenstelling (Creed et al., 2003). *T. testudinum* is de meest algemene soort in de regio. *S. filiforme* heeft een vergelijkbare verspreiding en groeit meestal gezamenlijk met *T. testudinum*. Maar de soort kan ook monospecifieke zeegrasvelden vormen van het bovenste sublittoraal tot meer dan 20 m diep. *H. wrightii* kan in de gehele Cariben worden aangetroffen op zand- en modderbodems van het intergetijdgebied tot 5 meter diepte. Ook *Ruppia maritima* kan in de gehele Cariben worden aangetroffen. Deze soort is talrijk binnen Lac-baai op Bonaire en de zaden zijn een belangrijke voedselbron voor de Caribische flamingo (*Phoenicopterus ruber*). Het is een soort van ondiepe (veelal) brakke wateren in baaien en estuaria tussen 0 en 2,5 m diep. De drie soorten behorend tot het genus *Halophila* (*H. baillonii*, *H. engelmanni* en *H. decipiens*) zijn relatief klein en teer. *H. decipiens* komt voor in diep water, tot 30 m, terwijl *H. engelmanni* alleen wordt aangetroffen tot 5 meter diepte (Short et al., 2007). De maximale dieptes volgens Short et al. (2007) verschillen overigens in enige mate van de gegevens beschikbaar op www.iucnredlist.org (zie Tabel 2.8.1).

Op verschillende locaties, ook in Caribisch Nederland, wordt de invasieve *Halophila stipulacea* steeds dominantier (Debrot et al., 2014; Willette et al., 2014; Engel, 2013). Deze soort kan voorkomen tot een diepte van 70 m (bron: IUCN).

Tabel 2.8.1. Mogelijke (www.iucnredlist.org) en waargenomen zeegrassoorten in Caribisch Nederland (Hoeksema, 2016 en pers. mededeling S. Engel en A. Debrot).

Gewone Naam	Wetenschappelijk naam	Waargenomen in Caribisch Nederland			IUCN categorie	Max diepte (m)
		Bonaire	St. Eustatius	Saba		
Widgeon Grass	<i>Ruppia maritima</i>	X			LC	< 2
Shoal Grass	<i>Halodule wrightii</i>	X			LC	< 18
Star Grass	<i>Halophila engelmanni</i>				NT	< 18
Turtle Grass	<i>Thalassia testudinum</i>	X	X	X	LC	< 10
Manatee Grass	<i>Syringodium filiforme</i>	X	X	X	LC	< 20
Clover Grass	<i>Halophila baillonii</i>				VU	< 15
Paddle Grass	<i>Halophila decipiens</i>		X	X	LC	< 58
-	<i>Halophila stipulacea</i>	X	X	X	LC	< 70



Figuur 2.8.3 – Zeegrass habitat diagram voor de tropisch Atlantische bio-regio. De belangrijkste soorten staan gerangschikt volgens de dominantie binnen het betreffende habitat (Short et al., 2007).

De wierevelden op de Saba Bank worden gekenmerkt door een grote diversiteit. Gebaseerd op een eerste verkenning in 2006 wordt geschat dat er 150-200 soorten op de Saba Bank voorkomen, waarvan er in een eerste korte verkenning 98 gevonden werden, met mogelijk een twaalfstal bruinwiersoorten die nieuw zijn voor de wetenschap (Littler et al., 2010). De verschillende gemeenschappen kenmerken zich door een zeer rijke soortensamenstelling en dominantie van een specifieke zeewiergroep. Zo zijn er bruinwiergemeenschappen, gedomineerd door grote bruinwieren

(Phaeophyceae, 26 soorten gevonden), waaronder *Dictyopteris* en een verscheidenheid aan *Sargassum* en *Dictyota* soorten. Ook groenwiegemeenschappen met vele groenwieren (Chlorophyta, 26 soorten gevonden), waaronder veel "wortelende" Bryopsidales soorten karakteristiek voor gezonde zeegrasvelden in sedimentaire habitats (*Penicillus*, *Udotea*, *Codium* en *Caulerpa* species). Op de Saba Bank ontbreekt zeegras echter. Daarnaast zijn roodwiegemeenschappen gevonden met een grote verscheidenheid aan spectaculaire vlezigige roodwieren (Rhodophyta, 43 soorten gevonden, waaronder verschillende *Dasya*, *Gracillaria* en *Laurencia* soorten) (Littler et al., 2010).

2.8.4 Kwaliteitseisen

Abiotische randvoorwaarden zeegrasvelden

Tabellen 2.8.2 en 2.8.3 geven respectievelijk de abiotische randvoorwaarden aan voor zeegras- en zeewievelden.

Tabel 2.8.2 - Schets van de belangrijkste abiotische randvoorwaarden voor zeegrasvelden.

Zoutgehalte	Zeer zoet	Matig zoet	Zwak brak	Licht brak	Matig brak	Sterk brak	Zout	Zeer zout / hypersalien	
Voedselrijkdom	Zeer voedselarm	Matig voedselarm	Licht voedselrijk	Matig voedselrijk		Zeer voedselrijk	Uiterst voedselrijk		
Helderheid	Zeer troebel	Troebel	Matig helder	Helder		Zeer helder			
Dynamiek	Gemiddelde dagelijkse omstandigheden			Incidenteel hoog dynamisch			Zeer hoog dynamisch		
Zuurgraad	Basisch	Neutraal-a	Neutraal-b	Zwak zuur-a	Zwak zuur-b	Matig zuur-a	Matig zuur-b	Zuur-a	Zuur-b
Vochttoestand	Diep water	Ondiep permanent water	Ondiep droogvallend	Zeer nat	Nat	Zeer vochtig	Vochtig	Matig droog	Droog

Abiotische randvoorwaarden zeewievelden

Tabel 2.8.3 - Schets van de belangrijkste abiotische randvoorwaarden voor zeewievelden.

Zoutgehalte	Zeer zoet	Matig zoet	Zwak brak	Licht brak	Matig brak	Sterk brak	Zout	Zeer zout / hypersalien	
Voedselrijkdom	Zeer voedselarm	Matig voedselarm	Licht voedselrijk	Matig voedselrijk		Zeer voedselrijk	Uiterst voedselrijk		
Helderheid	Zeer troebel	Troebel	Matig helder	Helder		Zeer helder			
Dynamiek	Gemiddelde dagelijkse omstandigheden			Incidenteel hoog dynamisch			Zeer hoog dynamisch		
Zuurgraad	Basisch	Neutraal-a	Neutraal-b	Zwak zuur-a	Zwak zuur-b	Matig zuur-a	Matig zuur-b	Zuur-a	Zuur-b
Vochttoestand	Diep water	Ondiep permanent water	Ondiep droogvallend	Zeer nat	Nat	Zeer vochtig	Vochtig	Matig droog	Droog

Typische soorten

Tabel 2.8.4 geeft enkele soorten die mogelijk kwalificeren als typische soorten voor habitattypen van zeegrasvelden in Caribisch Nederland. Omdat er op transecten in *H. stipulacea* gedomineerde zeegrasvelden geen Koraaljuffertjes (Pomacentridae), Zeebarbelen (Mullidae) en Barracuda's (Sphyraenidae) zijn waargenomen (Becking et al., 2014b), kunnen individuele soorten hiervan, naast vegetatie structuur en complexiteit, eveneens goede indicatoren zijn voor een zeegrasveld met een gunstige SvI.

Tabel 2.8.4 – Mogelijke typische soorten van zeegrasvelden in de Caribisch Nederland.

Gewone naam (Eng./Ned.)	Wetenschappelijk naam	IUCN categorie	Soortgroep	Categorie ⁹
Caribische zeekoe	<i>Trichechus manatus ssp. Manatus</i>	EN	Zeezoogdieren	E
Groene Zeeschildpad	<i>Chelonia mydas</i>	EN	Zeeschildpadden	K
Queen conch	<i>Lobatus gigas</i>	-	Schelpdieren	K
West-Indische langoest	<i>Panulirus argus</i>	-	Crustaceen	Cb
Turtle Grass	<i>Thalassia testudinum</i>	-	Planten	Cab
Green Sea Urchin	<i>Lytechinus variegatus</i>	-	Zeeëgel	Cab
Oranje Zeester	<i>Oreaster reticulatus</i>	-	Zeester	Cab

Overige kenmerken van een goede structuur en functie

Naast het voorkomen van typische soorten is ook de bedekkingsgraad van de verschillende inheemse soorten een belangrijke indicator voor zeegrasvelden met een goede structuur en functie. Dergelijke gezonde en veerkrachtige zeegrasvelden leveren belangrijke ecosysteemdiensten, zoals:

- stabilisatie van sediment en voorkoming van kusterosie;
- bescherming van koraalriffen door het bezinken van o.a. sedimentdeeltjes;
- kraamkamer en opgroeigebied voor tal van (commerciële) vissoorten;
- vastlegging van CO₂ in bodem en plant;
- productie van biociden, wegfilteren van pathogenen (Lamb et al., 2017).

Kwaliteitseisen omgeving

Van Tussenbroek et al. (2016) constateerden dat het invasieve *H. stipulacea* dichte 'matten' vormt onder eutrofe omstandigheden. De biodiversiteit van deze zeegrasvelden is significant lager dan in inheemse zeegrasvelden (Becking et al., 2014b). Dit gaat ook ten koste van de kraamkamerfunctie voor commerciële vissoorten. Het is daarom van het grootste belang dat de eutrofiering volledig wordt teruggedrongen.

Daarnaast zijn een lage dynamiek en helder water belangrijke voorwaarden voor het ontstaan van gezonde en veerkrachtige zeegrasvelden. Dit betekent dat erosie van gedegradeerd land en afspoeling van sediment en vervuilende stoffen voorkomen moet worden. Ook fysieke beschadiging door bijvoorbeeld recreatieve activiteiten dient te worden voorkomen, om zodoende de bedekkingsgraad optimaal te houden.

Over de wierevelden op de Saba Bank is nog te weinig bekend, al zijn er aanwijzingen dat er een relatie is tot nutrientarme, onverstoorde omstandigheden.

⁹ Tot de typische soorten worden gerekend: Ca = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand; Cb = constante soort met indicatie voor goede biotische structuur; Cab = constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand en goede biotische structuur; K = karakteristieke soort; E = exclusieve soort.

2.8.5 Huidig voorkomen

Tabel 2.8.5. Zeegras- en wierevelden in Caribisch Nederland.

	Bonaire (ha)	St. Eustatius (ha)	Saba (ha)	Saba Bank (ha)
Zeegrasvelden	395	120	20	-
Wierevelden	475	570	22	>25.500

De figuren 2.1.2, 2.1.3 en 2.1.4 in hoofdstuk 2 geven een kaart van de zeegras- en wierevelden in Caribisch Nederland. Uit tabel 2.8.5 blijkt dat bijna 75% van de zeegrasvelden in Caribisch Nederland voorkomt op Bonaire en ruim 20% op St. Eustatius. Op Saba komen hier en daar nog wat kleine zeegrasvelden voor (Fig. 2.1.3), maar deze zijn vanwege de geëxponeerde kust van relatief weinig betekenis (Buchan, 1998). Op de Saba Bank groeit, voor zover bekend, geen zeegras. De grootste zeegrasvelden bevinden zich in Lac-baai op Bonaire. In het open wateroppervlak van Lac-baai is op 49 locaties de bedekkingsgraad van de zeegrassen bepaald. Deze varieerde sterk, van 100% tot grote stukken zonder zeegras. Gemiddeld is de bedekkingsgraad in Lac-baai ruim 20% (Debrot et al., 2012). In Lagun, een inham ten noorden van Lac-baai (ca. 14 ha) komen *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii* en *Halophila stipulacea* voor. Voorheen kwamen zeegrassen ook voor aan de oostzijde van Klein Bonaire (pers. med. S. Engel).

Op Bonaire zijn er uitgestrekte Sargassumvelden, maar deze zijn nooit in kaart gebracht. Het areaal wierevelden aan de oostkust van Bonaire worden geschat op 475 ha (zie Fig. 2.1.2). Op St. Eustatius wordt dit geschat op 570 ha. Verreweg de grootste wierevelden komen echter voor op de Saba Bank Saba Bank. Het areaal aan wierevelden is ongetwijfeld veel groter dan het areaal aan koraalrif dat nu geschat wordt op ongeveer 255 km² (zie H2.9, Meesters et al., dit rapport). Afgezien van een eerste verkenning door Littler et al. (2010) en summier beschrijving door Toller et al. (2010) zijn ook deze wierevelden nog niet beschreven of in kaart gebracht.

2.8.6 Beoordeling landelijke Svl

Trends

Langetermijn monitoringgegevens zijn niet beschikbaar, zodat een duidelijke trend niet kan worden weergegeven. Wel zijn er indicaties voor een negatieve trend voor de bedekkingsgraad van inheemse soorten ten gunste van het invasieve *H. stipulacea*.

Op St. Eustatius bijvoorbeeld hadden de door *Halophila decipiens* gedomineerde zeegrasvelden een bedekkingsgraad van 8-25%, terwijl dat 45-95% was voor het invasieve zeegras *H. stipulacea*. Het inheemse zeegras *Syringodium filiformis* kwam slechts voor in dichtheden van 2% of minder (Debrot et al., 2014). Belangrijke *Thalassia testudinum* zeegrasvelden, zoals geconstateerd door McRae en Esteban, 2007), bleken enkele jaren later niet meer te worden aangetroffen (Debrot et al., 2014).

In Lac Baai op Bonaire is in zeegrasvelden een afname in bedekkingsgraad van inheemse soorten geconstateerd bij vergelijking van de jaren 1999 en 2007 (*H. testidunum*; Engel, 2008) en de jaren 2011 en 2013 (Engel, 2013). Dit terwijl het invasieve zeegras *H. stipulacea* tegelijkertijd in bedekkingsgraad toeneemt. In 2011 was de bedekkingsgraad van *H. stipulacea* 6% in zeegrasvelden in Lac-baai, terwijl dat al 14% was in 2013 (Fig. 2.8.4; Engel, 2013).

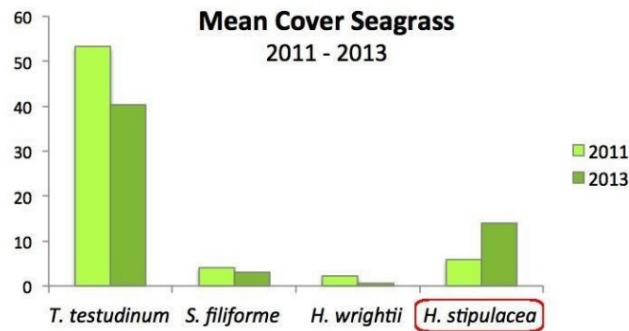


Fig. 2.8.4 – Bedekkingsgraad van zeegrassoorten in zeegrasvelden van Lac-baai (Bonaire) in 2011 en 2013. Toename van het invasieve *H. stipulacea* van 6% in 2011 tot 14% in 2013 (Engel, 2013).

Omdat het onderzoek naar wierevelden nog slechts incidenteel en relatief recent is zijn trends nog niet vastgesteld. Wel lijkt de hoeveelheid Sargassum die jaarlijks (massaal) aan kan spelen toe te nemen (S. Engel, pers. comm 2017).

Recente ontwikkelingen

Lange-termijn monitoringgegevens ontbreken grotendeels, maar er is een trend waarneembaar dat de bedekkingsgraad van inheemse zeegrassoorten afneemt ten gunste van het invasieve *Halophila stipulacea*.

Beoordeling verspreiding: gunstig

De zeven inheemse zeegrassoorten van Caribisch Nederland zijn wijd verspreid binnen de Tropisch Atlantische bioregio, ook al staat *Halophila baillonis* (VU) vermeld op de IUCN Rode lijst. De soorten kunnen zich zowel vegetatief als via zaad voortplanten. Het natuurlijk verspreidingsgebied wordt beoordeeld als gunstig.

Ook voor de wierevelden wordt het natuurlijke verspreidingsgebied gunstig geacht. De Sargassumvelden aan de oostkust van Bonaire en de meer diverse wierevelden van de Saba Bank groeien vlak boven de koraalrifzones ter plekke (Toller et al., 2010) en zijn op een locatie waar zij nauw verbonden zijn met het rifsysteem elders rond Bonaire en/of op de Saba Bank.

Beoordeling oppervlak: matig ongunstig/gunstig

De zeegrasvelden in Caribisch Nederland zijn relatief klein in oppervlak en de bedekkingsgraad is veelal gering, vooral waar het de inheemse soorten betreft. Referentiewaarden ontbreken echter. De oppervlakten zijn weliswaar relatief klein, maar dat zijn ze waarschijnlijk altijd geweest. Meetgegevens duiden op een achteruitgang maar de mate waarin is niet goed te duiden. Voor Lac-baai is op basis van kartering vastgesteld dat het areaal geschikt voor zeegrasvelden en mangroven door dichtslibbing jaarlijks afneemt met ongeveer 2,34 ha jaar⁻¹ (Erdman en Scheffers, 2006; Hylkema et al., 2014). Om de zeer belangrijke habitats die zeegrasvelden vertegenwoordigen op de lange termijn in stand te houden is uitdieping van de baai essentieel. In 2017 zijn STINAPA en Wageningen Marine Research bezig met een beperkte pilotstudie om de doeltreffendheid van bagger interventies te testen (OLB/STINAPA, 2014). Vanwege de gestage achteruitgang in het areaal van de zeegrasvelden in Caribisch Nederland, zowel op Bonaire en op St. Eustatius, wordt daarom de ontwikkeling beoordeeld als matig ongunstig.

Het areaal aan Sargassumvelden aan de oostkust van Bonaire en de meer diverse wierevelden van de Saba Bank zijn in de loop der jaren waarschijnlijk niet kleiner geworden (pers. med. A.O. Debrot). Daarom is het oppervlak van zeevieren als gunstig beoordeeld.

Beoordeling kwaliteit: matig ongunstig/onbekend

Voor de wierevelden is de kwaliteit onbekend. Onderstaande heeft dan ook alleen betrekking op de zeegrasvelden.

Abiotische randvoorwaarden: afspoeling van sediment vanaf het gedegradeerde land zorgt voor sedimentatie van zeegrasvelden, zoals in Lac-baai (Debrot et al, 2010). Eutrofiering stimuleert de groei van het invasieve *H. stipulacea* (Van Tussenbroek et al, 2016).

Typische soorten: Typische soorten die indicatief zijn voor de kwaliteit van de verschillende habitattypen van zeegrasvelden dienen nog te worden onderscheiden en gemonitord. Wel is de verwachting dat het aantal typische soorten sterk afneemt met een toename van het invasieve *H. stipulacea*. Becking et al. (2014b) constateerden dat de hoeveelheid vis in *H. stipulacea* gedomineerde zeegrasvelden nog maar de helft was van de situatie in 'inheemse' zeegrasvelden. Meer specifiek bleken er op transecten in *H. stipulacea* gedomineerde zeegrasvelden geen Koraaljuffers (Pomacentridae), Zeebarbelen (Mullidae) en Baracuda's (Sphyraenidae) te zijn waargenomen. Voor mogelijke typische soorten zoals de Groene zeeschildpad (*Chelonia mydas*) en de Queen conch (*Lobatus gigas*) lijkt er vooralsnog geen ongunstig effect van de *H. stipulacea* (Becking et al., 2014b). De Groene zeeschildpad bijvoorbeeld blijkt ook te grazen op het invasieve *Halophila stipulacea* (Becking et al, 2014a), al is het de vraag of de soort daarmee ook voldoende andere voedingsstoffen binnen krijgt omdat de op *H. stipulacea* voorkomende fauna ('bijvangst' bij het grazen) afwijkt van die op inheemse zeegrassen (Becking et al., 2014b).

Overige kenmerken: Met het afnemen van de bedekkingsgraad van zeegrassen gaan ook de verschillende ecosysteemdiensten verloren.

Vooral op basis van het huidige oppervlak aan *H. stipulacea* wordt de huidige kwaliteit van de zeegrasvelden beoordeeld als matig ongunstig. Indien deze invasieve soort zich sterk uitbreidt dan zal ook de kwaliteit sterk afnemen.

Beoordeling toekomstperspectief: zeer ongunstig/matig ongunstig

Het invasieve zeegras *H. stipulacea* blijkt, waarschijnlijk als gevolg van eutrofiering (van Tussenbroek et al, 2016), in toenemende mate de plek in te nemen van inheemse zeegrasvelden, zowel bij Bonaire als St. Eustatius. Lokaal zijn er verschillende bedreigingen. Een belangrijke bedreiging betreft de sedimentatie van geërodeerd materiaal vanaf het (gedegradeerde) eiland (Debrot et al, 2010). Ook fysieke beschadiging door toeristische activiteiten, zoals a.g.v. doorwaden, surfen of varen (schroefwerking) bedreigt ondiepe zeegrasvelden (Debrot et al., 2010). Daarnaast zijn er de verwachte gevolgen van klimaatverandering, zoals zeespiegelstijging, hogere zeewatertemperaturen en meer en intensievere stormen en orkanen, die een negatief effect zullen hebben op de zeegrasvelden. Ook verstikking door een invasie van pelagische (in de waterkolom levend) Sargassumwier (grotendeels *Sargassum natans* of *S. fluitans*), mogelijk als gevolg van klimaatverandering en eutrofiering (CRFM, 2014; CAST, 2015), bedreigt zeegrasvelden. Het toekomstperspectief wordt daarom beoordeeld als zeer ongunstig.

Er is zeer weinig bekend over de ecologie van de lokaal voorkomende wiersoorten en hoe die reageren op klimaatverandering. Sinds 2011 is er sprake van een Sargassum crisis in het Caribisch gebied. Daarbij gaat het met name om de holopelagische (hun hele levenscyclus doorbrengend in de waterkolom) *S. fluitans* en *S. natans*. Dit zijn niet de dominante soorten in de wiersvelden die hier worden besproken. Het is echter aannemelijk dat de wiersvelden in de regio zullen reageren op veranderingen in oppervlakte watertemperatuur, stromingspatronen en/of toename in achtergrondconcentraties van voedingsstoffen in het water ten gunste van *S. fluitans* en *S. natans*. Het toekomstperspectief wordt beoordeeld als matig ongunstig.

Aspect zeegrasvelden	2017
Verspreiding	Gunstig
Oppervlakte	Matig ongunstig
Kwaliteit	Matig ongunstig
Toekomstperspectief	Zeer ongunstig
Beoordeling Landelijke Svl	Zeer ongunstig

Aspect zeewiervelden	2017
Verspreiding	Gunstig
Oppervlakte	Gunstig
Kwaliteit	Onbekend
Toekomstperspectief	Matig ongunstig
Beoordeling Landelijke Svl	Matig ongunstig

2.8.7 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstellingen

Lange-termijn doelen

Het streefbeeld voor een gunstige Svl is een toename van de huidige verspreiding van de inheemse zeegrassvelden, toename van de oppervlakte en verbetering van de kwaliteit.

Ook het behoud van de verspreiding, het oppervlak en verbetering van de kwaliteit van de wiervelden langs de oostkust van Bonaire en op de Saba Bank.

Korte termijn (5 jaar) doelen

Verbeteren van de kwaliteit en veerkracht van de zeegrassvelden door het terugdringen van de vele lokale bedreigingen zoals de afspoeling van sediment van het land, eutrofiëring, vervuiling en beschadiging door toeristische activiteiten.

2.8.8 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Onderstaande heeft betrekking op zeegrassvelden. Effecten van vervuiling, met zwerfvuil en/of opgeloste antropogene stoffen, is mogelijk maar hierover is geen documentatie bekend.

Belangrijkste bedreigingen		Management acties
Klimaatverandering	Zeespiegelstijging, toename van aantal en heftigheid van stormen en orkanen, stijging zeewatertemperatuur	Terugdringen van lokale bedreigingen om zodoende de zeegrass ecosystemen zo gezond en veerkrachtig mogelijk te houden, zodat ze beter in staat zijn om de gevolgen van klimaatverandering op te vangen.
Eutrofiëring	Eutrofiëring leidt waarschijnlijk tot een toename van het invasieve <i>H. stipulacea</i> en afname van inheemse zeegrassen en daardoor een lagere biodiversiteit en kraamkamerfunctie.	Zeer ver terugdringen van eutrofiëring van de zee, met minimaal dezelfde maatstaven als in Europa gelden, maar bij voorkeur een reductie tot nul.
Vervuiling	Afval wordt niet verwerkt maar op het land gedumpt, waarvan veel uiteindelijk in zee spoelt.	Implementeren van een afvalverwerkings-systeem volgens Nederlandse maatstaven.
Sedimentatie van geërodeerd materiaal	Degradatie van het land, met name door overbegrazing, waardoor erosie optreedt en sediment in zee spoelt.	<ul style="list-style-type: none"> • Terugdringen overbegrazing en actief beheer van vee. • Terugwinning van teelaarde uit Lacbaai om het verloren gegaan areaal geschikt voor zeegrassen (en mangroven) terug te winnen.
Beschadiging door toeristische activiteiten	Beschadiging of verlies van zeegrassvelden als gevolg van doorwaden, doorvaren, ankeren of kustontwikkeling.	<ul style="list-style-type: none"> • Zonering en verbeterd visitor management • Toezicht en wetshandhaving • Ecologische effecten studies en implementatie van mitigerende en compenserende maatregelen bij de

		implementatie van infrastructurele werken.
Verstikking door Sargassum	Recentelijk neemt de hoeveelheid Sargassum die jaarlijks aan kan spoelen toe.	Implementeren van waarschuwingssysteem, en bij aanspoelen handmatig verwijderen

2.8.9 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Afgelopen jaren zijn er vele onderzoeken uitgevoerd die een betrouwbaar beeld hebben gegeven van de huidige Svl van zeegrassvelden en de bedreigingen. Het is nu van belang om typische soorten te onderscheiden en een monitoringsysteem te implementeren. Enerzijds om lange termijn trends vast te kunnen stellen, anderzijds om de effecten van genomen beheersmaatregelen te kunnen evalueren. Het onderzoek naar wierevelden staat daarmee vergeleken nog in de kinderschoenen.

Bronnen

- Bak, R.P.M., 1975. Ecological aspects of the distribution of reef corals in the Netherlands Antilles. *Bijdr Dierkd* 45:181-190.
- Becking, L.E., van Bussel, T.C.J.M., Debrot, A.O. and Christianen, M.J.A., 2014a. First Record of a Caribbean Green Turtle (*Chelonia mydas*) Grazing on Invasive Seagrass (*Halophila stipulacea*). *Caribbean Journal of Science* 48(2-3):162-163.
- Becking, Leontine E., van Bussel, Tineke, Engel, M. Sabine, Christianen, Marjolijn J.A. and Adolphe O. Debrot, 2014b. Proximate response of fish, conch, and sea turtles to the presence of the invasive seagrass *Halophila stipulacea* in Bonaire. Imares, Wageningen UR. Report number C118/14. 35p.
- Buchan, K., 1998. Saba, Netherlands Antilles. In: B. Kjerfve (Ed.). CARICOMP – Caribbean coral reef, seagrass and mangrove sites. UNESCO, Paris: 187-193p.
- CAST, 2015. Sargassum- A Resource Guide for the Caribbean. Caribbean Alliance for Sustainable Tourism. 14p.
- Chaves, L. T. C., Pereira, P. H. C., & Feitosa, J. L. L., 2013. Coral reef fish association with macroalgal beds on a tropical reef system in North-eastern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, 64(12), 1101-1111.
- Creed, J.C., Phillips, R.C. and B.I. Van Tussenbroek, 2003. The seagrasses of the Caribbean. E.P. Green, F.T. Short (Eds.), *World Atlas of Seagrasses*, University of California Press, Berkeley: pp. 234–242.
- CRFM, 2014. Sargassum seaweed invasion – what, why and what we can do? Leaflet by the Caribbean Regional Fisheries Mechanism. 2p.
- Debrot, Adolphe, Meesters, Erik and Diana Slijkerman, 2010. Assessment of Ramsar site Lac Bonaire – Imares, Wageningen UR. Report number C066/10. 31p.
- Debrot, Adolphe O., Houtepen, Erik, Meesters, Erik H., van Beek, Ingrid, Timmer, Tania, Boman, Erik, de Graaf, Martin, Dijkman, Elze, Hunting, Ellard R. and David L. Ballantine, 2014. Habitat diversity and biodiversity of the benthic seascapes of St. Eustatius. Imares Wageningen UR. Report number C078/14: 43p.
- Debrot, A.O., Hylkema, A., Vogelaar, W., Meesters, H.W.G., Engel, M.S., Leon, R.D., Prud'homme van Reine, W.F. and I. Nagelkerken, 2012. Baseline surveys of Lac Bay benthic and fish communities, Bonaire (No. C129/12). IMARES.
- Engel, M.S., 2008. Results of survey Lac Bay, Bonaire for Queen Conch (*Strombus gigas*) and Seagrass characterization in 2007. Prepared for Bonaire National Marine Park, Stinapa.
- Engel, S., 2013. Invasieve zeegrassoort verovert Lac Bay, Bonaire. BioNews June/July 2013 edition, DCNA.
- Engelen, A. H., Breeman, A.M., Olsen, J.L., Stam, W.T., and P. Åberg, 2005a. Life history flexibility allows *Sargassum polyceratum* to persist in different environments subjected to stochastic disturbance events. *Coral Reefs*, 24(4), 670-680.
- Engelen, A. H., Åberg, P., Olsen, J. L., Stam, W. T., & Breeman, A.M., 2005b. Effects of wave exposure and depth on biomass, density and fertility of the furoid seaweed *Sargassum polyceratum* (Phaeophyta, Sargassaceae). *European Journal of Phycology*, 40(2), 149-158.
- Engelen, A., Olsen, J., Breeman, A., & Stam, W., 2001. Genetic differentiation in *Sargassum polyceratum* (Fucales: Phaeophyceae) around the island of Curaçao (Netherlands Antilles). *Marine Biology*, 139(2), 267-277.
- Erdmann, W., and A. Scheffers. 2006. Map of Lac Bay mangrove development 1961–1996. Bonaire: STINAPA.

-
- Hoeksema, Bert W., 2016. Marine biodiversity survey of St. Eustatius, Dutch Caribbean, 2015. Preliminary results of the Statia Marine Biodiversity Expedition, 2015. 13p.
- Hylkema, A., Vogelaar, W., Meesters, H.W.G., Nagelkerken, I. and A. O. Debrot, 2014. Fish species utilization of contrasting habitats distributed along an ocean-to-land environmental gradient in a tropical mangrove and seagrass lagoon. *Estuaries and Coasts* Estuaries and Coasts. DOI 10.1007/s12237-014-9907-1
- Lamb, Joleah B, van de Water, Jeroen A. J. M., Bourne, David G., Altier, Craig, Hein, Margaux Y. and Evan A. Fiorenza, 2017. Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. *Science* Vol. 355, Issue 6326, pp. 731-733.
- Littler, Mark M., Littler, Diane S., Brooks, Barrett L. 2010. Marine Macroalgal Diversity Assessment of Saba Bank, Netherlands Antilles. *PLoS ONE* 5(5): e10677. doi:10.1371/journal.pone.0010677
- MacRae, D. R. and N. Esteban, 2007. St Eustatius Marine Park Management Plan. STENAPA. 126 pp.
- Ministerie EZ, 2014. Leeswijzer Natura 2000 profielen. 70p.
- OLB/STINAPA. 2014. Project plan Lac Habitat restoration. Openbaar Lichaam Bonaire (OLB). 13 pp + app.
- Ruyter van Steveninck, E.D. de and Breeman, A. M., 1981. Biomass and relative coverage of benthic algae in the fore-reef of Curaçao (Netherlands Antilles) in relation to production. *Mar Ecol. Prog. Ser.* 6, 257-265.
- Ruyter van Steveninck, E.D. de, and A.M. Breeman, 1987a. Population dynamics of a tropical intertidal and deep-water population of *Sargassum polyceratum* (Phaeophyceae). *Aquatic botany*, 29(2), 139-156.
- Ruyter van Steveninck, E.D. de, and A.M. Breeman, 1987b. Deep water vegetations of *Lobophora variegata* (Phaeophyceae) in the coral reef of Curaçao—population dynamics in relation to mass mortality of the sea urchin *Diadema antillarum*. *Mar Ecol Prog Ser*, 36, 81-90.
- Short, F., Carruthers, T., Dennison, W. and M. Waycott, 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350 (2007) 3–20
- Toller, W., Debrot, Debrot, A.O., Vermeij, M.J.A. and P.C. Hoetjes, 2010. Reef fishes of Saba Bank, Netherlands Antilles: assemblage structure across a gradient of habitat types. *PLoS ONE* 2010/5/5/e9202
- Van Tussenbroek, B.I., van Katwijk, M.M., Bouma, T.J., van der Heide, T., Govers, L.L. and R.S.E.W., 2016. Non-native seagrass *Halophila stipulacea* forms dense mats under eutrophic conditions in the Caribbean. *Journal of Sea Research* 115: 1–5.
- Wanders, J. B. W., 1976a. The role of benthic algae in the shallow reef of Curaçao (Netherlands Antilles). I: Primary productivity in the coral reef. *Aquatic Botany*, 2, 235-270.
- Wanders, J. B. W., 1976b. The role of benthic algae in the shallow reef of Curaçao (Netherlands Antilles) II: Primary productivity of the Sargassum beds on the North-East coast submarine plateau. *Aquatic Botany*, 2, 327-335.
- Wanders, J. B. W., 1977. The role of benthic algae in the shallow reef of Curaçao (Netherlands Antilles) III: the significance of grazing. *Aquatic Botany*, 3, 357-390.
- Willette, D.A., Chalifour, J., Debrot, A.D., Engel, M.S., Miller, J., Oxenford, H.A., Short, F.T., Steiner, S.C. and F. Védie, 2014. Continued expansion of the trans-Atlantic invasive marine angiosperm *Halophila stipulacea* in the Eastern Caribbean. *Aquatic botany*, 112, pp.98-102.

2.9 Koraalriffen

Door: Meesters, H.W.G., de Bakker, D., Bak, R.P.M., Nieuwland, G., Mùcher, C.A. en F. van Duyl

2.9.1 Internationale status

Er is geen consensus over een indicator die de status van een koraalrif weergeeft. De Reef Health Index (RHI) (Kramer et al. 2015) van het Healthy Reefs for Healthy People initiatief (www.healthyreefs.org) is een methode die breed gebruikt wordt in de regio (van het Meso-Amerikaanse barrièrerif tot de oostelijke eilandenboog) en redelijk lijkt op te gaan voor een koraalrif zoals Bonaire omdat ze gebaseerd is op vergelijkbare riffen in het gebied. Voor Saba en St. Eustatius dient deze index waarschijnlijk aangepast te worden omdat het hier niet om dezelfde soort koraalriffen gaat en de gemiddelde diepte groter is.

Koraalriffen in het Caribisch gebied staan zwaar onder druk (Jackson et al. 2014). De bodembedekking door levend koraal is de afgelopen 40 jaar gemiddeld met meer dan 50% afgenomen (Bak et al. 2005a, de Bakker et al. 2016, de Bakker et al. 2017). Bij een verdere achteruitgang dreigen belangrijke ecosysteemdiensten zoals toerisme, visserij en kustbescherming de komende jaren sterk achteruit te gaan.

2.9.2 Kenschets

Beschrijving

Een koraalrif wordt gevormd uit een dunne laag van levende koraalkolonies en kalkalgen op een ondergrond van dood koraal en koraalzand. Korallen en kalkalgen zorgen voor de groei van het rif door hun kalkproductie. Binnen de driedimensionale structuur die deze organismen bouwen ontstaat een hoog diverse gemeenschap aan planten en dieren. De afbraak van het koraalrif (bioerosie) leidt tot de vorming van koraalzand en kalkskeletresten die onderdeel gaan vormen van de bodem van een koraalrif, waardoor een rif ook kan meegroeien bij een stijgende zeespiegel. (Bio)chemische processen zorgen ervoor dat skeletten en koraalzand worden omgevormd tot een stevige bodemlaag die langzaam groeit in dikte. De ondergrond van een koraalrif bestaat uit meters tot kilometers dik fossiel rif.

Koraalriffen worden voornamelijk gevormd door steenkoralen (Scleractinia) in combinatie met andere kalkafzettende organismen en sedimentaire en chemische processen. Het koraalrif zoals het gevormd wordt door de steenkoralen biedt een leefomgeving voor een grote diversiteit aan dieren en planten. Zachte koralen maken geen koraalriffen en zijn een relatief onbelangrijke, hoewel in sommige omgevingen opvallende, component van koraalriffen.

De koraalgemeenschappen van Caribisch Nederland bestaan uit 2 koraalrifgebieden (Bonaire en de Saba Bank) en 2 gebieden (Saba en St. Eustatius) met een rijke diversiteit aan koraalgemeenschappen op een ondergrond van voornamelijk lava (Bak, 1975; Bak, 1977). Het meest bekende koraalrif aan de lizzijde (westzijde) van Bonaire beslaat grofweg zo'n 5 km². De Saba Bank beslaat 2000 km², maar de gebieden met koraalrifhabitat zijn ongeveer 255 km² (van der Land, 1977). Op de twee bovenwindse eilanden zijn de koraalgebieden rond de 30 en 8 km² respectievelijk voor St. Eustatius en Saba.

Relatief belang binnen het Caribisch gebied: beperkt tot groot

Caribisch Nederland heeft een relatief groot areaal aan koraalriffen, met name op de Saba Bank, maar er zijn in de Cariben vele eilanden met koraalriffen en ook meerdere banken vergelijkbaar met de Saba Bank. Denk bijvoorbeeld aan het Meso-Amerikaanse rif bij Belize en Honduras of de grote eilanden zoals Cuba, Haïti, Dominicaanse Republiek, Puerto Rico en Jamaica, met grotere riffen dan rond de eilanden van Caribisch Nederland.

Het koraalrif bij Bonaire behoort echter, samen met dat van Curaçao, tot de best behouden koraalriffen van het Caribisch Gebied (Jackson et al. 2014). Daarmee is het van groot regionaal belang en is het behoud van dit unieke koraalrif een internationale verplichting. Het rif van de Saba Bank is vergeleken met de rest van de regio, relatief vrij van menselijke invloeden en is daarom van groot belang voor de regio, niet in het minst als bron van larven en eieren voor de omliggende eilanden.

2.9.3 Definitie habitat

Er zijn verschillende soorten riffen. Binnen riffen zijn er verschillende zones, maar dit is niet te vergelijken met vegetatietypen in terrestrische habitats, welke meer worden bepaald door de bodem. Dit speelt geen rol bij koralen. De riftypen zijn eerder het gevolg van vroegere geologische structuren als gevolg van vroegere zeespiegelstanden en/of expositie. Daardoor ontstaan riffen zoals de zogenaamde fringing reefs, barrièreriffen en atollen.

Echte koraalriffen komen vooral voor op Bonaire, Curaçao en de Saba Bank (Bak 1977). Bij St. Eustatius en Saba betreft het meer koraalgemeenschappen die groeien op gestold lavagesteente. Waar het zand op de benedenwindse eilanden wit koraalzand is, is het op de bovenwindse eilanden vaak grijs tot zwart en grotendeels vulkanisch van oorsprong.

Koraalriffen hebben vaak nauwe functionele banden met mangrovebossen en zeegrasvelden, echter koraalriffen kunnen zeer goed gedijen zonder deze andere ecosystemen. Het enige gebied waar zowel koraalrif als zeegras en mangrove voorkomt in Caribisch Nederland is Lac-baai op Bonaire. St. Eustatius en Saba hebben ook zeegrasvelden (voornamelijk in het noordelijk deel). De Saba Bank bevat een groot aantal verschillende habitats (tot nu toe is er geen zeegras gevonden), maar een volledig overzicht moet nog gemaakt worden. De bank is onmiskenbaar het grootste en minst verstoorte koraalrifgebied van Caribisch Nederland.

2.9.4 Kwaliteitskenmerken

De kwaliteit van een koraalrif hangt samen met de biologische diversiteit. Door het grote aantal onderlinge verbanden bestaat een koraalgemeenschap uit een netwerk aan relaties tussen vele plant- en diersoorten. Kenmerkend aan een gezond koraal(rif)gebied zijn een hoge bedekking en diversiteit aan levend koraal, een hoge diversiteit en biomassa aan vissoorten en weinig algen (Kramer et al. 2015).

Abiotische randvoorwaarden

De belangrijkste factoren van belang voor de groei en gezondheid van een koraalrif zijn licht en temperatuur. Steenkoralen (*Scleractinia*) zijn dieren, verwant aan zeeanemonen, die in symbiose leven met algen die voor een groot deel van de energievoorziening zorgen en waardoor koralen in staat zijn relatief snel een kalkskelet te vormen. Hierdoor zijn koralen afhankelijk van licht en factoren die van invloed zijn op de lichtdoorlaatbaarheid van het water zullen de energiehuishouding en groei van koralen beïnvloeden. Een directe invloed op de helderheid van het water vormt sediment. Door toenemende erosie (o.a. door overbegrazing door geiten en ezels en kustontwikkeling) komt meer sediment in het water in de kustzone. Hierdoor neemt de helderheid van het zeewater af. Een andere belangrijke factor zijn voedingstoffen die via ontlasting en slecht functionerende rioleringen, maar ook door afvloeiing van kunstmest uit tuinen van hotels of particulieren aan de kust, in zee terecht komen en daar voor meer algengroei (zowel planktonisch als op de bodem) zorgen. Meer plankton verhoogt de troebelheid van het zeewater waardoor het koraal minder licht ontvangt en dus minder hard gaat groeien. Bacteriën en virussen uit ontlasting zorgen tevens voor meer ziektes op het koraalrif waardoor in het verleden grote sterfte is opgetreden onder enkele specifieke koraalsoorten in de jaren tachtig van de vorige eeuw (White Band Disease, Peters et al. 1983). Ook is door nog steeds onbekende oorzaak een massale sterfte opgetreden onder een van de belangrijkste algengrazers van het koraalrif, de Zwarte zeeëgel (*Diadema antillarum*, Bak et al. 1984), tussen 1983 en 1984.

Een andere belangrijke factor is overbevissing, met name van herbivore vissen (Mumby 2009). Hierdoor wordt de balans tussen macroalgen en koralen verstoord ten gunste van de groei van de bodemalgen. Algen concurreren met koralen om de beperkte ruimte op een koraalrif en bij meer voedingstoffen in het water en/of minder algengrazers, zal de balans in het voordeel van de algen doorslaan. Een toename van algen op de bodem veroorzaakt een toename in afscheiding van opgeloste suikers (opgeloste organische koolstofverbindingen) door de algen, wat weer tot een toename en verandering van de bacterieflora leidt met negatieve invloed op de koralen (Mueller et al. 2014).

Klimaatverandering leidt tot meer fluctuaties in het weer, waaronder perioden van extreem warm zeewater. Aangezien koralen aangepast zijn aan een zeer geringe variatie in zeewatertemperatuur, kunnen deze perioden catastrofaal zijn. Beelden van sneeuwwitte koraalriffen halen steeds vaker het nieuws. Dit verbleken, bleaching, leidt binnen enkele weken tot massale sterfte onder alle koralen.

Typische soorten

Koraalriffen zijn ecosystemen die normaal gekenmerkt worden door een hoge biodiversiteit, niet alleen aan koralen, maar ook aan vissen, ongewervelden (invertebraten) en algen. Rifbouwende koralen zijn geologisch gezien vooral soorten van het genus *Montastrea* (thans *Orbicella*) en *Acropora*. Een andere belangrijke groep van kalkproducenten zijn kalkalgen. Onder de dieren vervullen met name de herbivore vissen (Acanthuridae, Scaridae) en de grazende zeeëgels (*Diadema antillarum*) belangrijk ecosysteemfuncties.

Overige kenmerken van een goede structuur en functie

Kenmerkend voor een goed functionerend koraalrif zijn in de zone met de meeste groei een hoge mate aan topografische complexiteit, samen met een hoge bedekking aan koraal en kalkalgen (>40%) en een lage bedekking aan macro- en turfalgen. Afhankelijk van de expositie (de gemiddelde golfhoogte en het voorkomen van orkanen) komt ondiep relatief veel *Acropora palmata*, Elandsgeweikoraal voor. Verder zijn er een hoge biomassa en diversiteit aan vissen. Met name de aanwezigheid van veel herbivore vissen, grote zeebaarzen en haaien samen met een hoge bedekking aan koraal zijn kenmerken van een goed functionerend koraalrif.

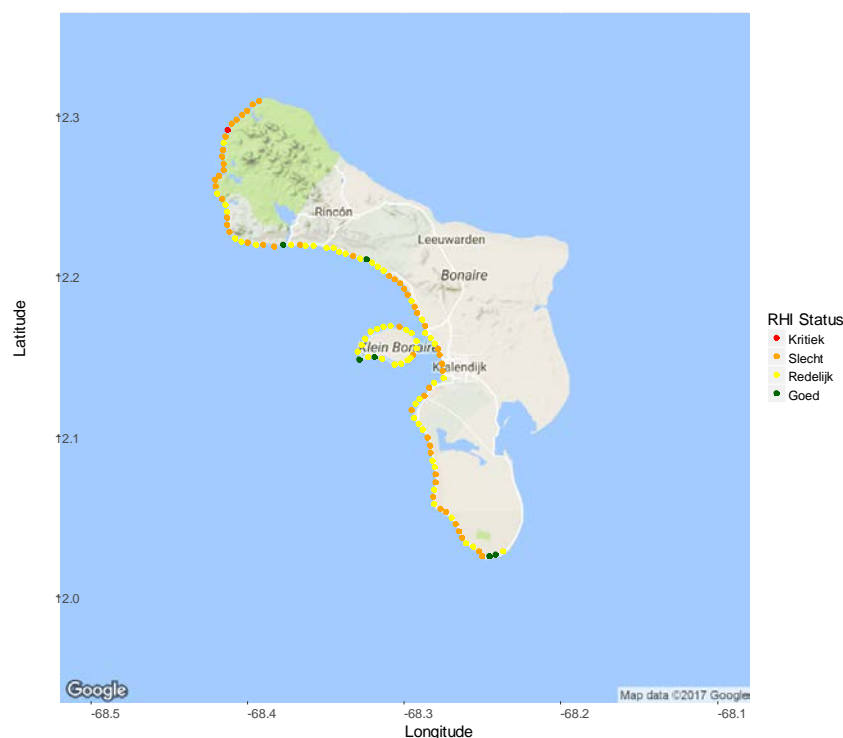
Kwaliteitseisen van de omgeving

Zie abiotische beperkingen. Aangezien sediment en plankton de lichtdoorlaatbaarheid van het water beïnvloeden, zijn criteria voor een goede waterkwaliteit meestal aan deze variabelen gekoppeld. Voor gezonde koraalriffen worden de volgende waarden meestal aangehouden (Meesters et al., 1998): voor zwevend materiaal waarden tussen de 0 en 2,5 mg/l, totaal fosfaat tussen 0-0,07 µmol/l en opgelost in organisch stikstof 0-1 µmol/l.

2.9.5 Huidig voorkomen

Grove habitatkaarten met lage resolutie van de koraalgebieden op Bonaire, Saba en St. Eustatius zijn beschikbaar (www.dcbd.nl), maar de nauwkeurigheid is laag. Voor Bonaire wordt een klein deel getoond (Fig. 2.9.1), maar in principe is er een kaart beschikbaar voor de gehele westkust. De oostkust ontbreekt echter volledig. Het koraalrif is op de meeste plaatsen tussen de 100-150 m breed en loopt door tot een diepte van ca. 50m. Beneden deze diepte komen op de meeste plaatsen nog maar zeer weinig koralen voor. De afgelopen 5 jaar is door middel van remote sensing getracht een nieuwe kaart te maken. Deze komt in 2017 gereed en een eerste evaluatie van een vergelijking tussen de gegevens van 1985 en van recente gegevens, laat zien dat op veel plekken waar vroeger veel koraal stond, nu alleen nog maar zand is.

Het Healthy Reefs initiatief (www.healthyreefs.org) heeft de 'Reef Health Index (RHI) ontwikkeld en heeft een poging gedaan om goede referentiewaarden te geven voor de kwaliteit van een koraalrif (vergelijkbaar met het rif van Bonaire). Deze referentiewaarden zijn toegepast op Bonaire en worden getoond in tabel 2.9.1. Hier dient wel opgemerkt te worden dat deze referentiewaarden voor Bonaire aan de lage kant lijken gezien de beschikbare historische data die veel hogere percentages laten zien. Aan het begin van de tijdseries was de bodembedekking aan ondiep levend koraal vaak rond de 70%.



Figuur 2.9.1 – Reef Health Index (RHI) voor Bonaire per site.

In 2015 is een inventarisatie van het koraal langs de gehele kust van Bonaire gedaan (data WMR) waarbij gekeken is naar de vis-en de koraalgemeenschappen. De gegevens zijn gebruikt om de RHI te berekenen (Figuur 2.9.1). Per locatie wordt voor elk van de 4 variabelen een score van 1-5 berekend gebaseerd op Tabel 2.9.1. Daarna wordt per locatie de gemiddelde waarde berekend om tot de RHI te komen. De gemiddelde waarde wordt als volgt beoordeeld: kritiek, 1-1.8; slecht, >1.8-2.6; Redelijk, >2.6-3.4; Goed, >3.4-4.2; Zeer goed >4.2-5.

Tabel 2.9.1 – Overzicht van grenzen van de verschillende variabelen die gebruikt worden om de Reef Health Index (RHI) te berekenen (Kramer et al., 2015).

RHI variabelen	Zeer goed (5) (Very Good)	Goed (4) (Good)	Redelijk(3) (Fair)	Slecht (2) (Poor)	Kritiek (1) (Critical)
Koraalbedekking (%)	≥40	20.0-39.9	10.0-19.9	5.0-9.9	<5
Macro-algen bedekking (%)	0-0.9	1.0-5.0	5.1-12.0	12.1-25	>25.0
Herbivore vissen ¹⁰ (g/100m ²)	≥3480	2880-3479	1920-2879	960-1919	<960
Commerciële vissen ¹¹ (g/100m ²)	≥1680	1260-1679	840-1259	420-839	<420

Gemiddeld, gebaseerd op 115 locaties en een diepte van 10 en 5 m, komt uit deze data een waarde van 2,69 voor de Reef Health Index (Fig. 2.9.2), hetgeen neerkomt op net Redelijk ("Fair", bereik 2,6-3,4). De gemiddelde bedekking aan levend koraal was 11,2% en om een Redelijk-score te halen moet de koraalbedekking liggen tussen de 10 en 19,9%. 11,2% is duidelijk aan de zeer lage kant. Ook zijn er per locatie grote verschillen (Fig. 2.9.1) en 46% van alle locaties scoren slecht (Poor) tegenover 48% Redelijk (Fair).

¹⁰ Papegaaï- en doktersvissen

¹¹ Snappers en groupers

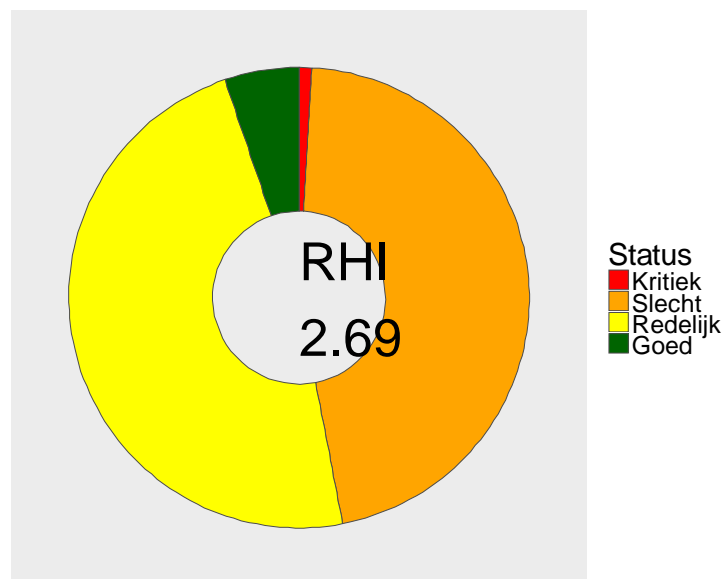


Fig. 2.9.2 – RHI verdeling voor Bonaire gebaseerd op 4 transecten per site en een totaal van 115 sites. Percentage sites per categorie: Kritiek=1%; Slecht=46%; Redelijk=48% en Goed=5%. Het gemiddelde van 2.69 is net Redelijk.

Uit deze data blijkt dat het redelijk tot slecht gesteld is met de meeste plekken op het rif van Bonaire als we de RHI index gebruiken. Een uitzondering is Klein Bonaire waar slechts 2 van de 21 locaties slecht scoren. Voor de RHI is gebruik gemaakt van de koraalbedekking, de bedekking door macro-algen, de biomassa van de belangrijkste commerciële vissen en de biomassa van de herbivore vissen (Kramer et al., 2015). Voor de indeling van de verschillende categorieën zie Tabel 9.2.1.

Bonaire is een van de weinige plaatsen in de wereld waar men de beschikking heeft over data voor zowel bedekking als verspreiding. Niet alleen de bedekking is in de loop van de tijd sterk afgenomen (zie verder), maar ook de verspreiding is sterk veranderd.

Habitatkaarten voor St. Eustatius en Saba worden getoond in respectievelijk Figuren 2.1.2 en 2.1.3. Deze kaarten zijn gebaseerd op onderwaterbeelden die via dropcamera's rond het eiland verzameld zijn. Betere gegevens zijn vooralsnog niet voorhanden. Door de ruwe zee worden de ondiepe habitats op beide eilanden vaak gekenmerkt door het voorkomen van zeer veel zachte koralen (Gorgonen).

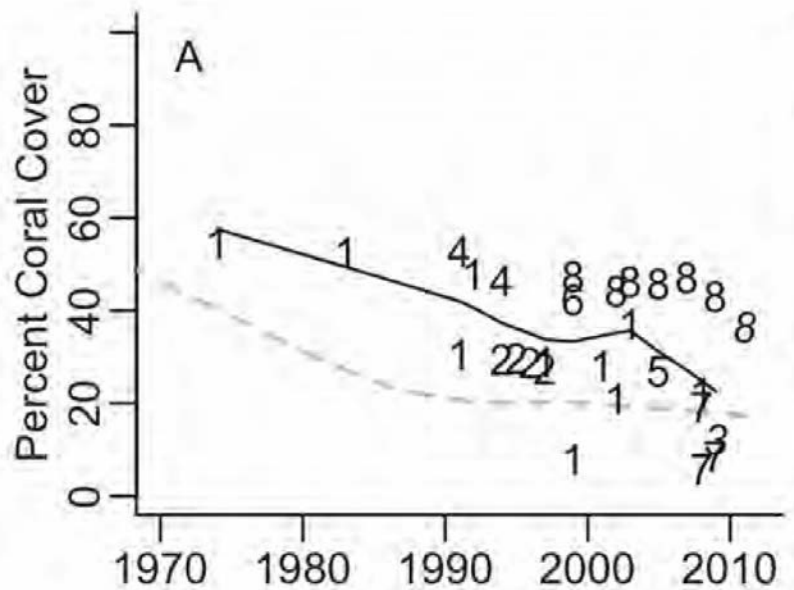
Aangezien de koraalgebieden op deze eilanden sterk afwijken van de riffen waarvoor de Reef Health Index bedoeld is, wordt deze niet gebruikt voor Saba en St. Eustatius. In plaats daarvan worden gegevens die in de literatuur gepubliceerd zijn met elkaar vergeleken.

2.9.6 Beoordeling landelijke Svl

Trends

Lange-termijn data zijn alleen bekend van Bonaire en Curaçao, (Bak et al., 2005b; de Bakker et al., 2016; de Bakker et al., 2017). Deze tijdseries zijn de langste koraalrif-tijdseries op de wereld en van groot belang voor de wetenschap (zie ook datakwaliteit en volledigheid). De tijdserie voor Bonaire wordt verzameld op Karpata. Karpata staat al vanaf de jaren 70 bekend als een plek met zeer goed koraal en ook heden ten dage wordt deze duiklocatie nog steeds beschouwd als een van de beste van Bonaire. Toch is duidelijk te zien (Fig. 2.9.3) hoe de bedekking aan levend koraal dramatisch is afgenomen. Niet alleen ondiep op 10 m diepte, maar ook op 20, 30, en 40 m is een sterke achteruitgang aan bedekking door levend koraal. Ter vergelijking wordt ook een andere locatie, Barcadera, getoond. Hier is men pas in 1992 begonnen met meten. Deze locatie ligt dicht bij Kralendijk, waar een concentratie aan hotels en bebouwing is. De achteruitgang op Barcadera lijkt sterk op de achteruitgang bij Karpata. Een uitgebreide analyse van deze data kan in de literatuur

gevonden worden (de Bakker et al., 2016; de Bakker et al., 2017). Andere data worden besproken in Jackson et al. (2014), maar de conclusies, namelijk een afname van bijna 50% van de oorspronkelijke bedekking gedurende de laatste 25-40 jaar, zijn dezelfde als hier (Fig. 2.9.3). Bovendien vormen de hier gebruikte data de meeste gegevens van het onderzoek van Jackson et al (2014). In Fig. 2.9.3 valt op dat alle gegevens van nummer 8 hoger lijken dan de overige getallen. Hierop wordt in het stuk datakwaliteit en volledigheid verder ingegaan.



Figuur 2.9.3 – Tijdsree voor Bonaire uit Jackson et al (2014). Nummers verwijzen naar de ID-nummers in Tabel 2.9.2. Grijs gestreepte lijn is het gemiddelde voor het gehele Caribisch gebied.

Tabel 2.9.2 – Overzicht van andere beschikbare data die door Jackson et al. (2014) gebruikt zijn.

ID	Data eigenaar	Locaties/eilandzijde	Periode	Aantal jaren gebruikt.
1	Bak & Nieuwland (1995) Bak et al. (2005) Nugues & Bak (2006, 2008)	Lijzijde	1973-74, 1979, 1983, 1989, 1991-1993, 1997-1999, 2001-2003, 2006, 2008-09	17
2	De Meyer (1998)	Lijzijde	1994-1997	4
3	Grimsditch et al (2011)	Lijzijde	2009	1
4	Hawkins et al. (1999)	Lijzijde	1991, 1994	2
5	Nagelkerken et al. (2000)	Windzijde	2005	1
6	AGRRA (Kramer & Bischof 2003)	Lijzijde	1999	1
7	Sommer et al. (2011)	14 locaties	2008-2009	2
8	Steneck & Arnold (2009); Steneck & McClanahan (2003, 2005); Steneck et al. (2007); Steneck & Arnold (2009); Steneck et al. (2011).	Lijzijde	1999, 2002-2003, 2005, 2007, 2009, 2011	7

Recente ontwikkelingen

Bonaire

Voor Bonaire kan verwezen worden naar de lange-termijn trends hierboven. Uit Figuren 2.9.4 en 2.9.5 kan men afleiden dat ook recent het koraalrif verder lijkt af te nemen in de bedekking aan levend koraal. De veelal exponentiële achteruitgang van het rif houdt in dat de afname steeds langzamer lijkt te gaan naarmate de koraalbedekking verder afneemt, echter procentueel blijft de snelheid van afname redelijk constant. Dit heeft een logische verklaring: naarmate de koraalbedekking afneemt, blijven steeds meer opportunistische en sterke soorten over. Dit zijn alleen geen rifbouwers en hoewel de bedekking aan levend koraal thans misschien nog maar weinig afneemt, gaat de groei (in termen van kalkproductie) van het rif wel achteruit. Een recente studie naar de productiviteit van het koraalrif van Bonaire laat ook zien dat het koraalrif op veel plaatsen waarschijnlijk eerder erodeert dan groeit (Froe & Zanke 2015).

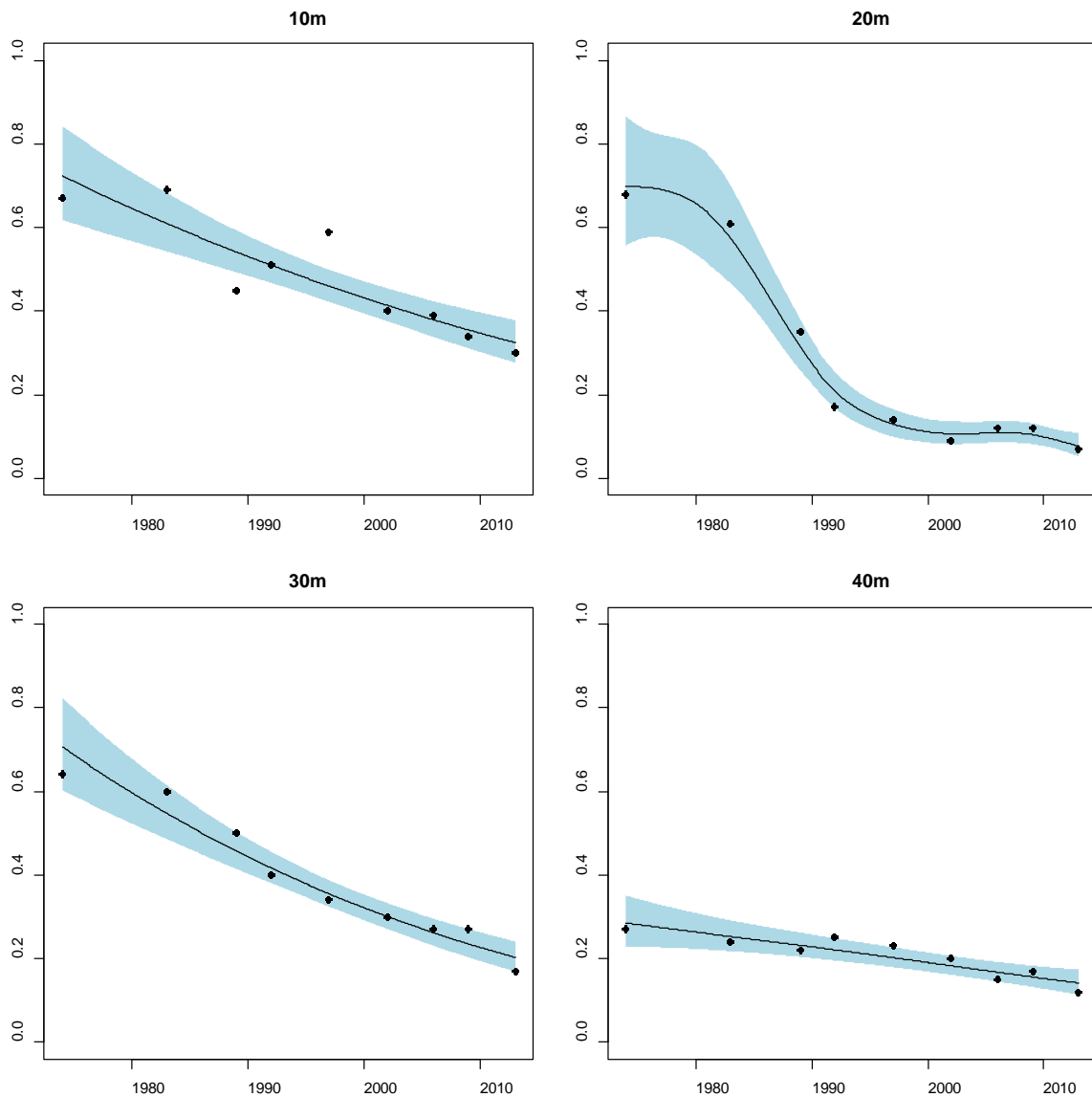


Fig. 2.9.4 – Koraalbedekking op Karpata, Bonaire op 10, 20, 30 en 40 m diepte sinds 1974 (Bakker et al. 2017). Elke lijn geeft het geschatte verloop van de bedekking door de tijd weer. Gearceerde gebieden zijn het 95% betrouwbaarheidsinterval. Punten de gemeten waarden.

Barcadera

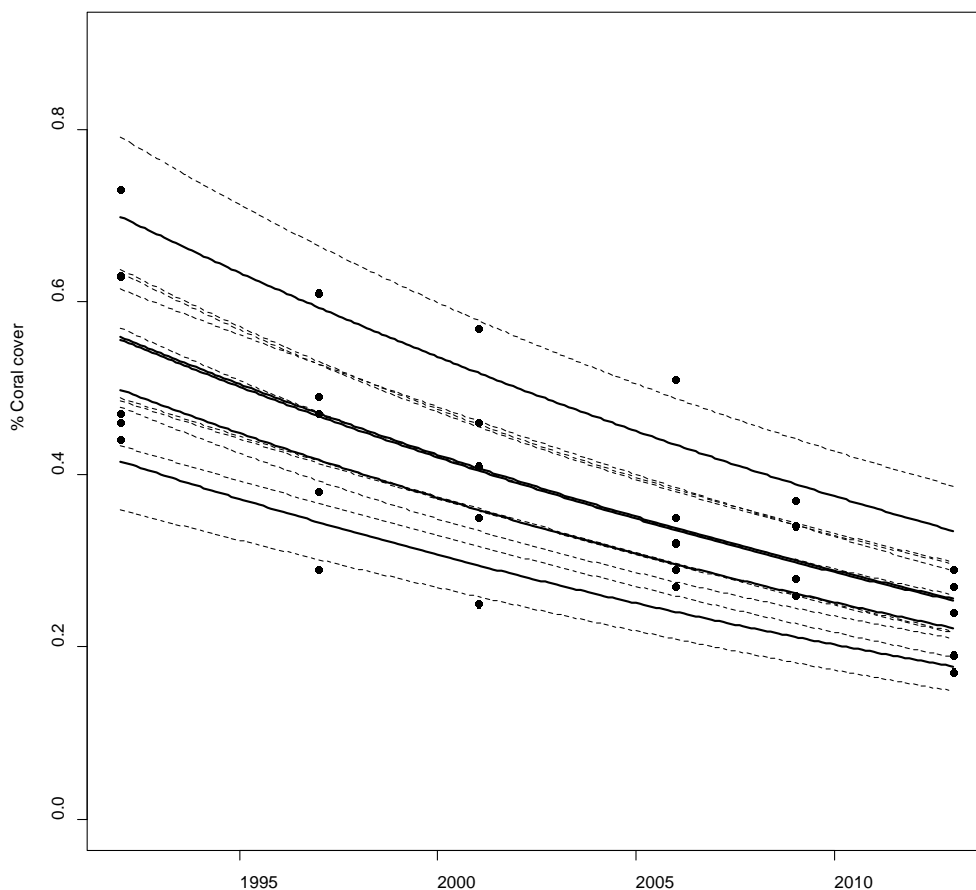


Fig. 2.9.5. Koraalbedekking bij Barcadera op Bonaire vanaf 1992 op 5 plaatsen op het rif op een diepte van 10m. Elke doorgetrokken lijn geeft het verloop in de geschatte koraalbedekking in de tijd weer. Stippellijnen zijn de 95% betrouwbaarheidsintervallen. Punten zijn de gemeten koraalbedekkingen.

Saba Bank

De Saba Bank is incidenteel bezocht door onderzoekers en gezien de grootte van de bank zijn er slechts zeer beperkt kwantitatieve gegevens. Sinds 2010 vindt er regelmatig een expeditie plaats naar de bank om op 10 locaties de status van de koralen en de vissen te onderzoeken. Een overzicht van de koraalbedekking uit de rapporten en wetenschappelijke literatuur wordt gegeven in Fig. 2.9.6. In deze figuur worden ook gebeurtenissen aangegeven die waarschijnlijk geleid hebben tot de grote afname in koraalbedekking. Met name Orkaan Lenny en twee perioden met zeer warm zeewater zijn waarschijnlijk de voornaamste oorzaken van de achteruitgang.

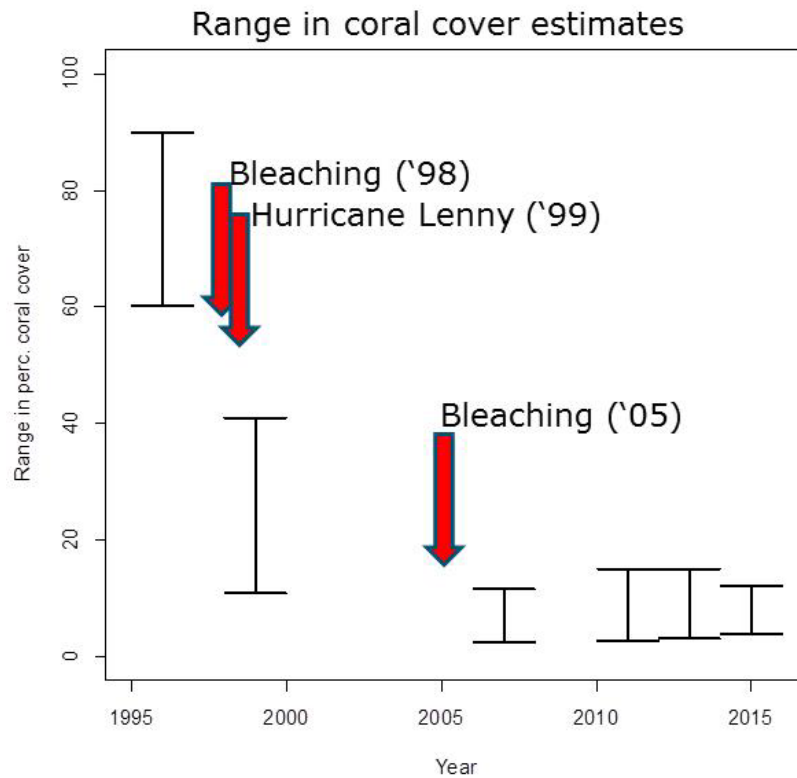


Fig. 2.9.6 – Saba Bank. Minimum- en maximumwaarden van gerapporteerde koraalbedekkingen voor verschillende plekken op de Saba Bank (Data 1996, Meesters et al. 1996; 1999, Klomp & Kooistra 2003, 2007; Toller et al 2010; 2011 en 13, Beek & Meesters 2013; 2015, Meesters et al. in prep).

Hoewel de Saba Bank door zijn ligging amper beïnvloed wordt door vervuiling vanaf het land tonen de gegevens ook hier een drastische achteruitgang. Hoogstwaarschijnlijk zijn perioden met extreem warm zeewater de voornaamste reden van de achteruitgang in koraalbedekking op de Saba Bank. De laatste jaren lijkt een licht herstel op te treden.

St. Eustatius

De eerste kwantitatieve data verschijnen in Klomp & Kooistra (2003) en duiden een gemiddelde koraalbedekking van 22% (n=10) in 1999. Recentelijk zijn er twee rapporten die kijken naar koraalbedekking op St. Eustatius (Graaf et al. 2015 en Piontek 2016). Op basis van 20 verschillende locaties vinden zij 5% bedekking. Het eerste rapport vat ook andere data samen voor koraalbedekking. De gecombineerde data worden getoond in Fig. 2.9.7 waaruit blijkt dat de koraalbedekking duidelijk is veranderd.

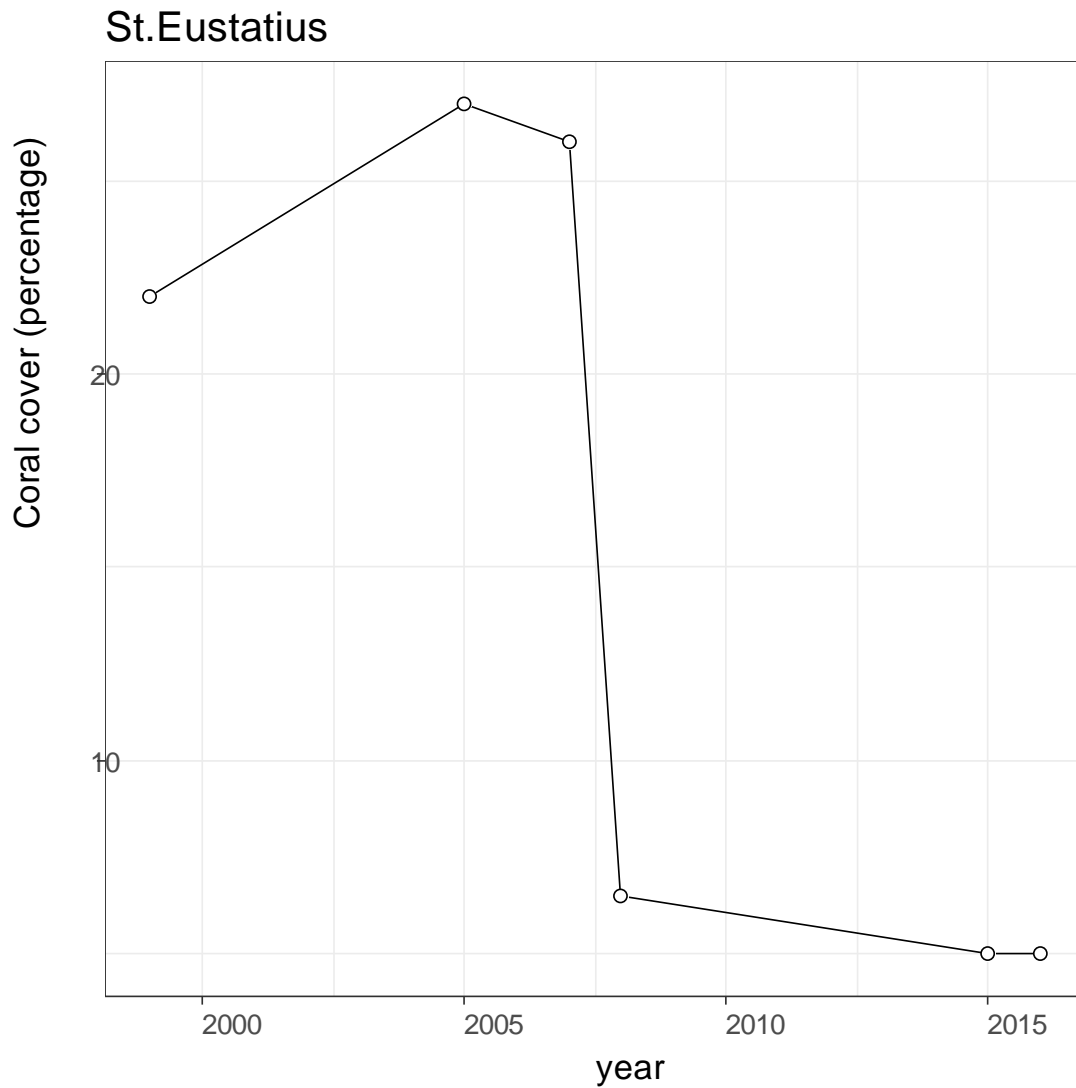


Fig. 2.9.7 – Koraal bedekking zoals gerapporteerd voor St. Eustatius (data van Klomp & Kooistra (2003), Graaf et al. (2015) en Piontek (2016)).

Saba

De meest recente koraalgegevens voor Saba zijn uit 2016 en worden gegeven in Fig. 2.9.8 (data uit Hildebrand (2017), opnieuw geanalyseerd). Gemiddeld ligt de koraalbedekking tussen de 5 en 7 procent (gemiddeld 5.8%). Vergeleken met 2015 is de bedekking met koraal niet significant veranderd. Toen lag de bedekking tussen 4.2 en 5.8%.

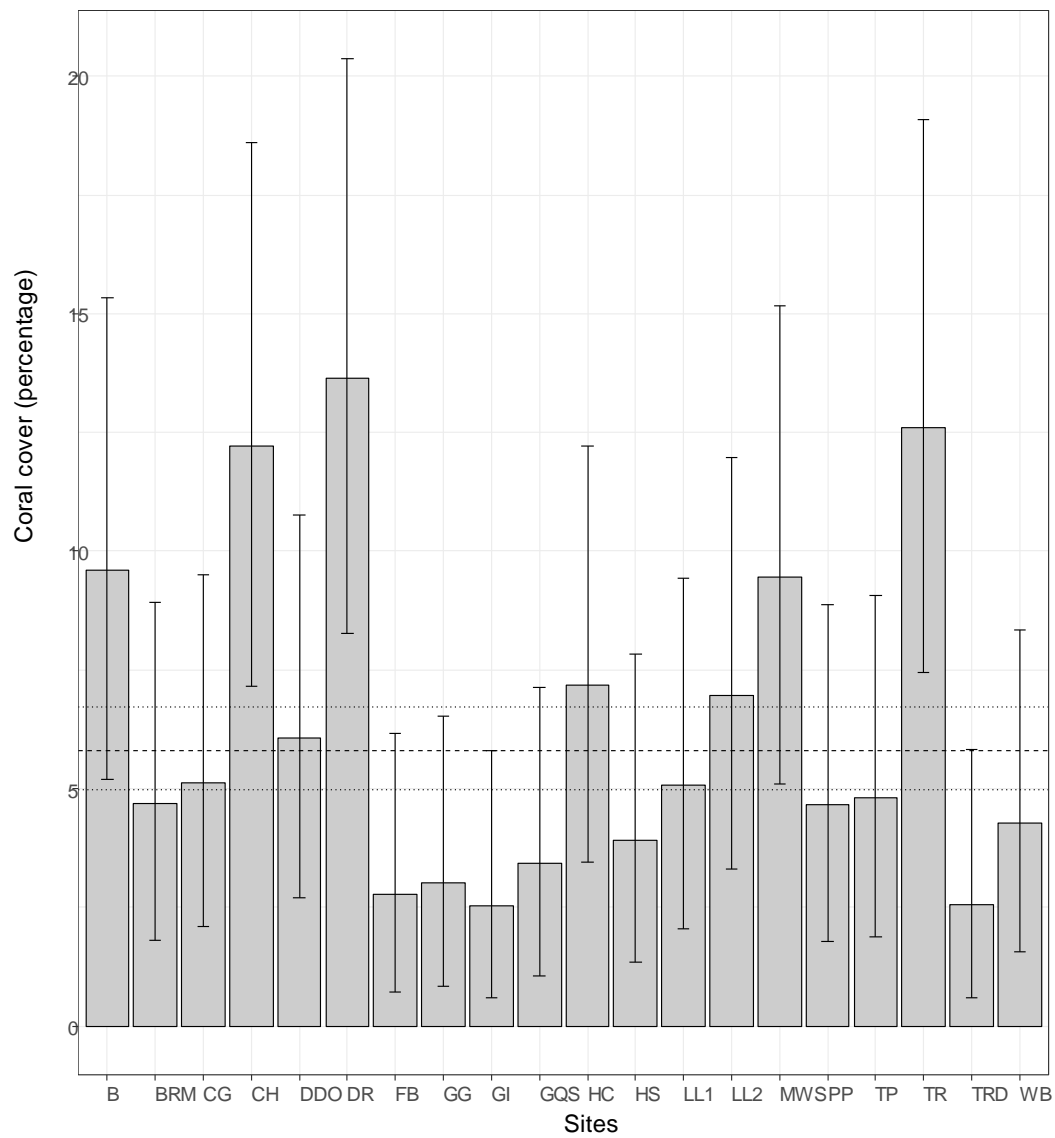


Fig 2.9.8 – Gemiddelde koraalbedekking van 20 locaties op Saba (data van Hildebrand, 2017). Verticale lijnen zijn het 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde per locatie. Horizontale gestreepte lijn geeft het gemiddelde weer voor Saba als geheel (stippellijn 95% betrouwbaarheidsinterval).

Wel zijn er de afgelopen 25 jaar ook op Saba grote veranderingen geweest (Fig. 2.9.9) vergelijkbaar met die op St. Eustatius en de Saba Bank.

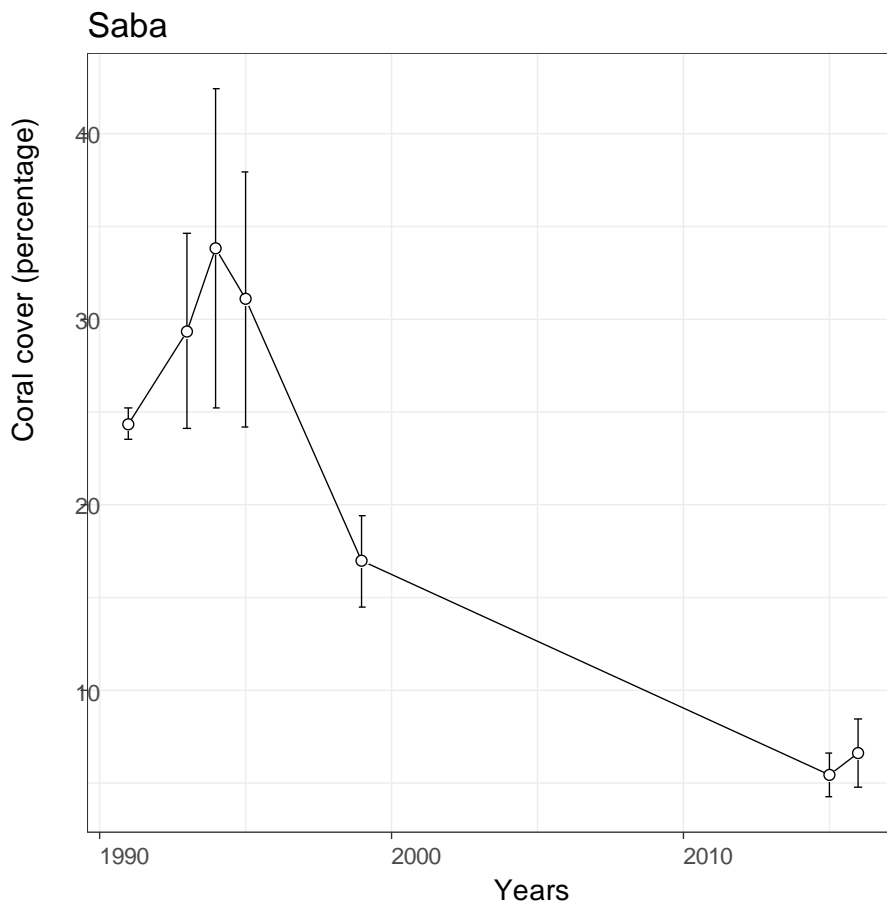


Fig. 2.9.9 – Gerapporteerde waarden rond 15 m diepte voor koraalbedekking op Saba in de afgelopen 25 jaar. Als waarden zijn het minimum en maximum genomen (gebaseerd op Hildebrand, 2017). Data: 1991 en 1993: (Roberts, 1995); 1994, 1995: (Roberts & Hawkins, 1995); 1999: (Klomp & Kooistra, 2003); 2015: (Vlugt, 2016) ; 2016: (Hildebrand, 2017).

Beoordeling verspreiding: onbekend

Er zijn weinig data over de verspreiding van het koraalhabitat. Waarschijnlijk is dit habitat behoorlijk afgenomen, maar omdat onderzoekers vaak in een 'representatief' habitat monstren worden effecten op de verspreiding van de habitat meestal pas laat ontdekt.

Beoordeling oppervlak (substraatbedekking): zeer ongunstig

Het is duidelijk dat er de laatste 25-40 jaar zeer grote veranderingen in de bedekking door levend koraal zijn geweest. De bedekking is bijna overal met meer dan 50% achteruit gegaan. Waar ooit 70% van de bodem bedekt werd door koraal (Bonaire, Saba Bank) is het nu gemiddeld nog maar 20 (Bonaire) of 6 procent (Saba Bank). In bijna alle gevallen ging het verlies aan koraal gepaard met een toename aan algen. De begrazing van deze algen door vissen en zee-egels is niet genoeg geweest want de bedekking aan algen is nog steeds extreem hoog (Jackson et al., 2014).

Beoordeling kwaliteit: zeer ongunstig

Abiotische randvoorwaarden: de achteruitgang van het koraal heeft ongetwijfeld ook zijn weerslag op de kwaliteit van de habitat. Op eilanden is veel erosie met name door kustontwikkeling en overbegrazing door geiten en ezels, waardoor zand en aarde tijdens regenbuien in de zee terecht komen. Hierdoor neemt de helderheid van het water af. Waterzuivering is veelal onvoldoende waardoor ook te veel nutriënten in het water terecht komen en daar voor algenbloei zorgen. Episoden met hoge zeewatertemperaturen en ziektes onder specifieke koraalsoorten (Gladfelter, 1982; Peters et al., 1983) en zee-egels (Bak et al., 1984) hebben ook voor veel sterfte van het koraal gezorgd en een omslag richting gemeenschappen die door algen gedomineerd worden. De plek van koraal is ingenomen door algen waardoor het koraalrif veel van haar aantrekkelijkheid heeft verloren.

Typische soorten: de structurele complexiteit in ondiep water gevormd door het Hertshoorn- en Elandsgeweikoraal is grotendeels verdwenen door de 'White Band Disease' (Gladfelter, 1982; Peters et al., 1983), waarmee een belangrijke kinderkamerfunctie voor jonge vis grotendeels weg is. Ook dieper is de plek van koraal veelal ingenomen door algen (Bakker et al., 2016, 2017).

Overige kenmerken: de groei van het rif is op veel plaatsen waarschijnlijk minder dan de natuurlijke afbraak van een rif, waardoor het rif waarschijnlijk netto weg erodeert.

Beoordeling toekomstperspectief: zeer ongunstig

Het is duidelijk dat men niet langer kan blijven toekijken in de hoop dat koraalriffen het wel gaan redden. De belangrijkste bedreiging op dit moment, perioden met warm zeewater, kan alleen aangepakt worden door internationale actie ten aanzien van de CO₂-uitstoot en door op lokaal niveau de gezondheid en weerstand van het koraalrif zo hoog mogelijk te houden.

Aspect koraalriffen	2017
Verspreiding	Onbekend
Oppervlakte	Zeer ongunstig
Kwaliteit	Zeer ongunstig
Toekomstperspectief	Zeer ongunstig
Beoordeling Landelijke Svl	Zeer ongunstig

2.9.7 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstellingen

Lange termijn doelen

Op de langere termijn moet gestreefd worden naar het verhogen van de bedekking aan levend koraal. Een koraalbedekking van gemiddeld minimaal 30% is een redelijke waarde gezien de historische gegevens.

Korte termijn (5 jaar) doelen

Geen verdere afname aan koraal.

2.9.8 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Belangrijkste bedreigingen		Management acties
Klimaatverandering	Perioden met warm zeewater	Kan alleen aangepakt worden door internationale actie ten aanzien van de CO ₂ -uitstoot en door op lokaal niveau de gezondheid en weerstand van het koraalrif zo hoog mogelijk te houden.
Eutrofiëring en sedimentatie van geërodeerd materiaal	Afstroming vanaf land	Overbegrazing van de natuurlijke vegetatie moet grondig aangepakt worden.
Kustontwikkeling	Kustontwikkeling zonder rekening te houden met de afstroom van water tijdens het regenseizoen. Vervuiling door gebruik herbiciden/pesticiden en kunstmest in de kustzone.	Kustontwikkeling moet samengaan met een plan voor het wateroverschot, dat resulteert uit het verminderen van de natuurlijke vegetatie, voldoende compenseert. Ook zijn regels nodig voor gebruik van pesticiden/herbiciden en kunstmest in de kustzone.
Overbevissing		Het vissen op koraalvissen zoals tandbaarzen en herbivore vissen, zoals papegaaivissen en doktersvissen, moet volledig en effectief aan banden gelegd worden zodat de visgemeenschappen kunnen toenemen.

2.9.9 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Een groot probleem binnen de verzamelde datasets over het koraalrif van Bonaire en de andere eilanden betreft de representativiteit van de data. Menig monitoringprogramma en/of onderzoek meet de koraalbedekking in een 'representatieve' zone. Echter dat wat representatief was in de jaren 1980-1985, is niet meer bekend bij de mensen die in 2005 het koraalrif bestuderen. Dit verschijnsel, waarbij nieuwe generaties als referentiesituatie hun data nemen en vergeten vroegere data in de evaluatie te betrekken, heeft zelfs een wetenschappelijke naam, namelijk 'Shifting baseline syndrome', en is voor het eerst beschreven door Pauly in 1995 en onlangs ook uitgebreid aangetoond bij koraalriffen (McClenachan et al., 2017).

Door massale sterfte onder sommige koralen is het areaal aan koraal drastisch afgenomen. De 'representatieve' zone is vele malen kleiner en meten in deze zone geeft een volkomen verkeerd beeld van de toestand van het koraal indien men conclusies trekt ten aanzien van het totale koraalrif. Er vindt duidelijk selectie plaats bij het kiezen van de locaties waar men koraalgegevens gaat verzamelen en met name bij incidentele waarnemingen en korte tijdseries leidt dit vaak tot verwarrende resultaten waarbij de koraalbedekking veel hoger lijkt te zijn dan in werkelijkheid het geval is. Dit is een probleem dat zich ook voordoet bij de data van Steneck et al. (in Jackson et al., 2014). De *Acropora cervicornis* zone op Bonaire uit de jaren tachtig van de vorige eeuw stond vol met koraal, maar is tegenwoordig meestal niet meer dan een zandvlakte. Waarschijnlijk zijn andere zones ook in areaal afgenomen.

Bronnen

- Bak, R.P.M., Carpay, M.J.E., & de Ruyter van Steveninck, E.D., 1984. Densities of the sea urchin *Diadema antillarum* before and after mass mortalities on the coral reefs of Curacao. Marine Ecology Progress Series, 17, 105-108.
- Bak, R.P.M. and G. Nieuwland, 1995. Long-term change in coral communities along depth gradients over leeward reefs in the Netherlands Antilles. Bulletin of Marine Science 56: 609-619.
- Bak, R.P., Nieuwland, G. and E.H. Meesters, 2005a. Coral reef crisis in deep and shallow reefs: 30 years of constancy and change in reefs of Curacao and Bonaire. Coral Reefs 24:475-479.
- Bak, R.P.M., 1975. Ecological aspects of the distribution of reef corals in the Netherlands Antilles. Bijdr Dierkd 45:181-190.
- Bak, R.P.M., 1977. Coral reefs and their zonation in the Netherlands Antilles. Stud Geol 4:3-16.
- Bak, R.P.M., Nieuwland, G. and E.H. Meesters, 2005b. Coral reef crisis in deep and shallow reefs: 30 years of constancy and change in reefs of Curacao and Bonaire. Coral Reefs 24:475-479.

- Bakker, D.M. de, Meesters, E.H., Bak, R.P.M., Nieuwland, G. and F.C. van Duyl, F.C., 2016. Long-term shifts in coral communities on shallow to deep reef slopes of Curaçao and Bonaire: are there any winners? *Frontiers in Marine Science* 3. Doi: 10.3389/fmars.2016.00247.
- Bakker D.M. de, Duyl, F.C. van, Bak, R.P.M., Nugues, M.M., Nieuwland, G. and E.H Meesters, 2017. 40 Years of benthic community change on the Caribbean reefs of Curaçao and Bonaire: the rise of slimy cyanobacterial mats. *Coral Reefs*: 1-13.
- Beek, I. J. M. v., & Meesters, E. H. W. G., 2013. Saba Bank research expedition 2011 – progress report. IJmuiden etc.: IMARES Wageningen UR.
- CBS., 2016. Trends in the Caribbean Netherlands 2016. Pp. 119.
- De Meyer, K., 1998. Bonaire, Netherland Antilles. CARICOMP - Caribbean coral reef, seagrass and mangrove sites Coastal region and small island papers 3: UNESCO. pp. 347.
- Duyl, F.C. van, 1985. Atlas of three living reefs of Curacao and Bonaire (Netherlands Antilles). Foundation for Scientific Research in Surinam and the Netherlands Antilles. PhD thesis. Pp 37.
- Froe, E. de and F. Zanke, 2015. Small-scale variation in coral reef quality on the leeward side of Bonaire. MSc, Wageningen University, Wageningen. Pp 65.
- Gladfelter, W. B. (1982). White-Band Disease in *Acropora-Palmata* - Implications for the Structure and Growth of Shallow Reefs. *Bulletin of Marine Science*, 32(2), 639-643.
- Graaf, M. de, Piontek, S.E., Miller, D., Brunel, T. and L.A.J. Nagelkerke, 2015. Status and Trends of St. Eustatius Coral Reef Ecosystem: 2015 Report Card. IMARES Report C167/15. Pp 41.
- Grimsditch, G., Arnold, S., Bey, H. de, Brown, J., Engel, S., Leon, R. de and M. Vermeij, 2011. Coral Reef Resilience Assessment of Bonaire National Marine Park, Netherlands Antilles. International Union for the Conservation of Nature (IUCN). 52 p.
- Hawkins, J.P., Roberts, C.M., Hof, T. van 't, Meyer, K. de, Tratalos, J., et al., 1999. Effects of Recreational Scuba Diving on Caribbean Coral and Fish Communities. *Conservation Biology* 13: 10.
- Hildebrand J (2017) Status and trend of the Coral reef ecosystem around Saba 2016 – Caribbean Netherlands. Pp 43.
- Hildebrand, J. (2017). Status and trend of the Coral reef ecosystem around Saba 2016 – Caribbean Netherlands. BSc thesis.
- Jackson, J.B.C., Donovan, M.K., Cramer, K.L. and V.V. Lam, 2014. Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland.
- Klomp, K.D. and D.J. Kooistra, 2003. A post-hurricane, rapid assessment of reefs in the windward Netherlands Antilles (stony corals, algae, and fishes)." Status of coral reefs in the western Atlantic: results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) program. *Atoll Res Bull* 496: 404–437.
- Kramer, P.A. and B.G. Bischof, 2003. Assessment tables for Abaco, Bahamas (fish), Lighthouse Atoll, Belize (corals, algae, fishes) and Bonaire, Netherlands Antilles (corals, algae, fishes). In: Lang JC, editor. Status of coral reefs in the western Atlantic: results of initial surveys, atlantic and gulf rapid reef assessment (AGRRA) Program. pp. 590-597.
- Kramer, P., McField, M., Álvarez Filip, L., Drysdale, I., Flores, M.R., Giró, A. and R. Pott, 2015. 2015 Report Card for the Mesoamerican Reef. Healthy Reefs Initiative (www.healthyreefs.org).
- Land, J. van der, 1977. The Saba Bank - A large atoll in the northeastern Caribbean. *FAO Fish Rep* 200: 469-481.
- McClenachan, L., O'Connor, G., Neal, B. P., Pandolfi, J. M., & Jackson, J. B. C., 2017. Ghost reefs: Nautical charts document large spatial scale of coral reef loss over 240 years. *Science Advances*, 3(9).
- Meesters, E.H., Bak, R.P.M., Westmacott, S., Ridgley, M. and S. Dollars, 1998. A fuzzy logic model to predict coral reef development under nutrient and sediment stress. *Conserv Biol* 12: 957-965.
- Meesters, E. H., Nijkamp, H., & Bijvoet, L., 1996. Towards sustainable management of the Saba Bank K NAP Project 96-03 (pp. 51).
- Mueller, B., Van Der Zande, R.M., Van Leent, P.J.M., Meesters, E.H., Vermeij, M.J.A., & Van Duyl, F.C., 2014. Effect of light availability on dissolved organic carbon release by Caribbean reef algae and corals. *Bulletin of Marine Science*, 90(3), 875-893.
- Mumby, P.J., 2009. Herbivory versus corallivory: are parrotfish good or bad for Caribbean coral reefs? *Coral Reefs*, 28(3), 683-690.
- Nagelkerken, I., Velde, G. van der, Gorissen, M.W., Meijer, G.J., Hof, T. van 't, et al., 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51: 31-44.
- Nugues, M.M. and R.P.M. Bak, 2006. Differential competitive abilities between Caribbean coral species and a brown alga: a year of experiments and a long-term perspective. *Marine Ecology Progress Series* 315: 75-86.
- Nugues, M.M. and RPM Bak, 2008. Long-term dynamics of the brown macroalga *Lobophora variegata* on deep reefs in Curaçao. *Coral Reefs* 27: 389-393.

-
- Meyer, K. de, 1998. Bonaire, Netherland Antilles. CARICOMP - Caribbean coral reef, seagrass and mangrove sites Coastal region and small island papers 3: UNESCO. pp. 347.
- Pauly, D.D., 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends Ecol Evol* 10:430
- Peters E.C., Oprandy J.J., Yevich P.P. 1983. Possible Causal Agent of White Band Disease in Caribbean Acroporid Corals. *J Invertebr Pathol* 41:394-396
- Piontek, S., 2016. Final report St. Eustatius 2016 Global Coral Reef Monitoring Network.
- Roberts, C. and J.P. Hawkins, 1995. Status of Reef Fish and Coral Communities of the Saba Marine Park-1995. Eastern Caribbean Center, University of the Virgin Islands, St Thomas, USVI
- Roberts, C.M., 1995. Rapid build-up of fish biomass in a Caribbean marine reserve. *Conserv Biol* 9:815-826.
- Sommer, B., Harrison, P.L., Brooks, L. and S.R. Scheffers, 2011. Coral community decline at Bonaire, southern Caribbean. *Bulletin of Marine Science* 87: 541-565.
- Steneck, R.S. and S.N. Arnold, 2009. Status and Trends of Bonaire's Coral Reefs, 2009 & Need for Action. Bonaire National Marine Park (STINAPA). 163 p.
- Steneck, R.S., Arnold, S.N. and H. Debey, 2011. Status and Trends of Bonaire's Reefs, 2011& cause for grave concerns. Bonaire National Marine Park (STINAPA). 137 p.
- Steneck, R.S. and T. McClanahan, 2003. A report on the status of the coral reefs of Bonaire with advice on the establishment of fish protection areas. Bonaire National Marine Park (STINAPA). 64 p.
- Steneck, R.S. and T. McClanahan, 2005. A report on the status of the coral reefs of Bonaire in 2005 with advice on a monitoring program. Pew fellows program in marine conservation. Bonaire National Marine Park (STINAPA). 83 p.
- Steneck, R.S., Mumby, P.J. and S.A. Arnold, 2007. A report on the status of the coral reefs of Bonaire in 2007 with results from monitoring 2003-2007. Bonaire National Marine Park (STINAPA). 80 p.
- Toller, W., Debrot, A. O., Vermeij, M. J. A., & Hoetjes, P. C. (2010). Reef Fishes of Saba Bank, Netherlands Antilles: Assemblage Structure across a Gradient of Habitat Types. *PLoS ONE*, 5(5).
- Vlugt, C. v. d. (2016). Status and trends of coral reef health indicators on Saba (Caribbean Netherlands).

2.10 Open zee en diepzee

Door: Debrot, A.O.

2.10.1 Internationale beschermingsstatus

De open zee en diepzee van Caribisch Nederland omvat drie categorieën wateren. Dit zijn (volgens de definities van het UNCLOS-verdrag):

- de wateren die liggen binnen de 12-(zee)mijlzone van "territorial waters" en juridisch toebehoren aan het betreffend eiland;
- de zogeheten "contiguous zone" van 12 tot 24 zeemijl; en
- de wateren van 24 tot maximaal 200 zeemijl die formeel worden aangeduid als de "Exclusive Economic Zone" (Meesters et al., 2010).

De laatste twee zones vallen direct onder Nederlandse jurisdictie. Hierin gelden diverse internationale verdragen waar Nederland zich aan heeft verplicht, alsook 's Rijks visserijwetgeving. De zeegebieden rondom Bonaire en Saba en de Saba Bank hebben sinds 2015 de status van zeezoogdier- en haaienreservaat. Het gaat om de Yarari - Marine Mammal and Shark Sanctuary. De naam Yarari is een woord genomen uit het Taino Indiaans dat gesproken werd door de Pre-Columbiaanse Indianenbevolking en betekent "fijne plaats". Er wordt momenteel gewerkt aan wetgeving om deze status feitelijk te implementeren.

2.10.2 Kenschets

Beschrijving

De open zee en diepzee worden in de literatuur verdeeld in vijf dieptezones, primair op basis van de hoeveelheid licht. Dit zijn achtereenvolgens de:

- Epipelagische zone (ook wel fotische zone genoemd) waar er genoeg licht is voor actieve fotosynthese. Deze zone is tot 200 m diepte wat ook overeenkomt met de formele 200 m diepte van het "continentaal plat";
- Mesopelagische zone die ligt tussen 200 en 1000 m. De hoeveelheid licht in deze zone is onvoldoende voor fotosynthese;
- Bathypelagische zone die ligt tussen 1000 en 4000 m diepte waar de temperatuur 4 °C is, er geen zonlicht meer is en alle energie in het systeem van boven komt dwarrelen;
- Abyssopelagische zone die ligt tussen 4000 en 6000 m diepte waar er geen licht is en vrijwel geen voedselbronnen, water van 4 °C en extreme waterdruk;
- Hadalpelagische zone beneden 6000 meter diepte. Deze zone is ook wel bekend als de "trogzone". Vaak heerst er op deze diepten een gebrek aan zuurstof en is de biodiversiteit van hogere diersoorten zeer laag.

Binnen Caribisch Nederland komt alleen de laatste zone mogelijk niet voor. De Encyclopedie Britannica onderzekaart voor de Caribische zee laat zien dat in het Venezuela bassin ten noorden van Bonaire dieptes van meer dan 5500 m niet ongevoelbaar zijn en het kan daarom niet uitgesloten worden dat dieptes groter dan 6000 m te zijner tijd zullen worden gedocumenteerd (<https://www.britannica.com/place/Caribbean-Sea>). Ten behoeve van dit overzicht wordt er geen onderscheid gemaakt tussen deze verschillende dieptezones. Alle wateren met dieptes van meer dan 100 m diepte worden hier behandeld als "diepzee" en/of "open zee".

Primaire productiviteit door middel van fotosynthese (en voornamelijk door de blauwalg *Trichodesmium*; Castro en Huber, 2010) is een cruciaal element voor de biodiversiteit en biomassa. Het Caribisch gebied wordt beschouwd als een klasse II middelmatig productief systeem 150-300 g C m⁻² yr⁻¹ (Heileman and Mahon, 2009), maar de productiviteit is zeer variabel in ruimte en tijd. De hoogste productiviteit wordt gevonden voor de kust van Venezuela ten oosten van Bonaire. Daar is de productiviteit rond 500 g C m⁻² yr⁻¹ (Couper, 1983; Richardson and Young, 1987; Tyler, 2003 in Couperus et al., 2014). Dit is vooral te danken aan wind-gedreven opwelling van diepere nutriëntrijke wateren in de maanden januari tot mei (Rueda-Roa and Muller-Karger, 2013). Dit bijzondere opwellingssysteem is bekend als de "southern Caribbean upwelling system". Dankzij de ligging van dit

opwellingsgebied vertoont het zuidelijk Caribisch gebied doorgaans het gehele jaar lagere oppervlaktewatertemperaturen (Rueda-Roa en Muller-Karger, 2013). Als gevolg hiervan lijken de koraalriffen in dit deel van het Caribisch gebied (met daarin ook Bonaire, Curaçao en Aruba), beter beschermd te worden tegen de gevolgen van de mondiaal voorkomende verbleking van het koraal (coral bleaching) veroorzaakt door verhoogde oppervlaktewater temperaturen in zee (Eakin et al., 2010).

Ten noorden van Bonaire en tot aan de Saba Bank ligt het zogeheten Venezuela Bassin. Dit ontvangt het koude diepe water veelal vanuit het meer westelijk gelegen Colombia Bassin via de zogeheten "Aruba Gap" die met een diepte van 4078 m de diepste ingang vormt tot het Venezuela Bassin. De zuidelijke marge van het Venezuela Bassin ten noorden van Bonaire wordt gevormd door de zogeheten "Curaçao Rug" die een actieve subductiezone vertegenwoordigt waar de Caribische plaat onder de Zuid-Amerikaanse plaat wordt geduwd (Matthews and Holcombe, 1985).

Zeer waardevol zijn de diepgelegen (30-150 m) zogeheten mesofotische koraalriffen. Tot een diepte van 60 m hebben deze gemeenschappen veel soorten gemeen met de ondieper gelegen koraalriffen. Beneden 60 m worden de gemeenschappen gedomineerd door sponzen (vooral de uiterst langzaam groeiende, zeer oud wordende [500-1000 jaar] koraalsponzen), hoornkoralen en algen die veelal niet op ondiepe riffen te zien zijn en met gespecialiseerde visfauna's (Slattery et al., 2011).

Op deze diepgelegen riffen zijn de rif-bouwers voornamelijk kalkroodwieren die voorkomen als "rhodolieten" (Becking en Meesters, 2014) en door kleine koraalsoorten (Vermeij et al., 2003). Deze riffen dienen mogelijk als toevluchtsoord voor veel ondieper levende soorten van het ondiepe koraalrif (Lesser et al., 2009). Veel soorten bewegen regelmatig tussen het ondiepe en diepe rif op dagelijkse basis of tijdens de duur van hun levensloop naarmate ze verschillende levensstadia doorlopen (Slattery et al., 2011). Omdat er zo weinig over bekend is worden de rif-gemeenschappen dieper dan 60 m beschouwd te behoren tot de "diepzee".

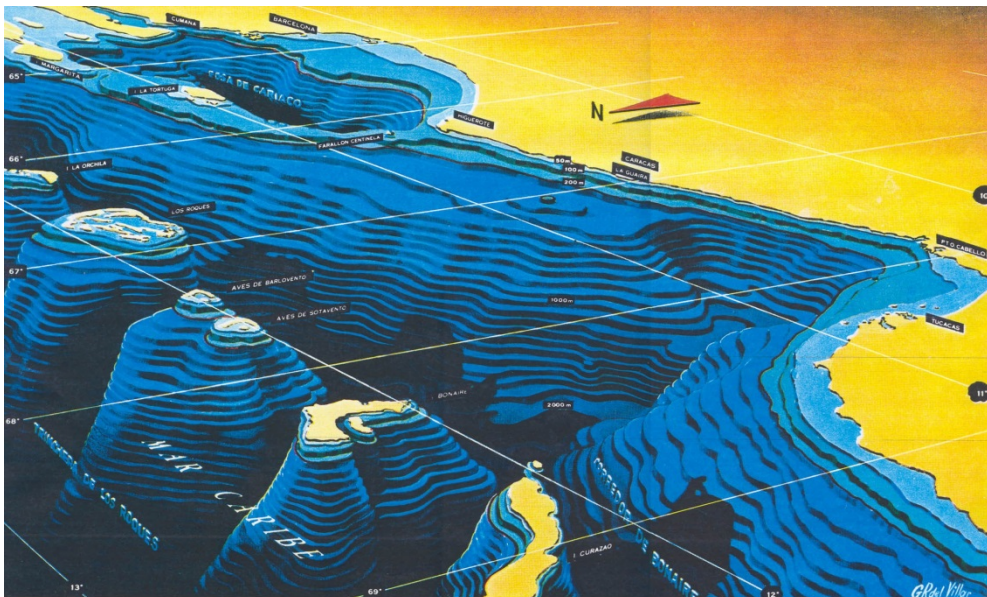


Fig. 2.10.1 – Diepzee profiel rond Bonaire en de eilandenreeks voor de kust van Venezuela. (Smith et al., 2002).

Relatief belang in het Caribisch gebied: groot

Het areaal "open zee en diepzee" binnen Caribisch Nederland is maar een klein deel van dit habitat binnen het Caribisch gebied. Echter, uit een analyse van de verspreiding van de bekende vissen en de voor visserij relevante ongewervelde dieren van het gehele Caribische Gebied, blijkt dat dit habitat rondom Bonaire onderdeel is van de op één na rijkste Caribische 'hotspot' van mariene biodiversiteit (met een hoge soortenrijkdom en hoog endemisme). Deze hotspot betreft het zeegebied rondom de eilandenreeks ten noorden van Venezuela—waaronder Aruba, Curaçao en Bonaire—en de noordkust van Venezuela en Colombia (Fig. 2.10.1; Smith et al., 2002). Omdat er nog slechts zeer weinig bekend is over deze biodiversiteit, met name in diep water, is de verwachting dat nader onderzoek

een groot aantal nieuwe soorten, waaronder veel endemische soorten, zullen opleveren. Dit wordt ondersteund door een verkennende survey met een onderzeeër van de mesofotische riffen tot 300 m diep bij Bonaire, waarbij in slechts drie duiken al minstens 15 soorten werden gevonden (garnalen, sponzen en vissen) die voor de wetenschap nog onbeschreven waren (Becking en Meesters, 2014). Als onderdeel van deze Caribische hotspot is de "diepzee" rondom Bonaire ook regionaal van groot belang (Fig 2.10.2).

Ook in de diepere wateren rond de eilanden van Saba en St. Eustatius en bij de Saba Bank is er sprake van veel unieke biodiversiteit die nog niet eerder is beschreven. Zo werden in april 2017 in 5 diepzeeduiken rond St. Eustatius tenminste 8 nooit eerder beschreven vissoorten verzameld, waaronder twee gobies die uniek lijken te zijn voor St. Eustatius en/of de naaste eilanden (Bert Hoeksema, pers. meded.). Daarnaast vond men in totaal 38 nieuwe vis records voor St. Eustatius terwijl Naturalis het jaar daarvoor net een nieuwe en zeer complete lijst van alle vissoorten van St. Eustatius gepubliceerd had (Hoeksema 2016).

Het pelagische en diepzeehabitat is groot in vergelijking tot antropogene verstorende en vervuilende factoren die voornamelijk afkomstig zijn van het (ei)land. Dit geeft het systeem een zekere mate van veerkracht. Het blijft echter kwetsbaar voor klimaatverandering, die de basale processen van temperatuur en stromingspatronen (zowel horizontaal als verticaal) kunnen beïnvloeden, en andere mondiale invloeden zoals verhoging van de achtergrondconcentraties aan nutriënten en de verzuring van de zee. Deze kunnen ingrijpende effecten hebben op ecosysteemwaarden en -diensten en op de vele soorten die daaraan bijdragen.

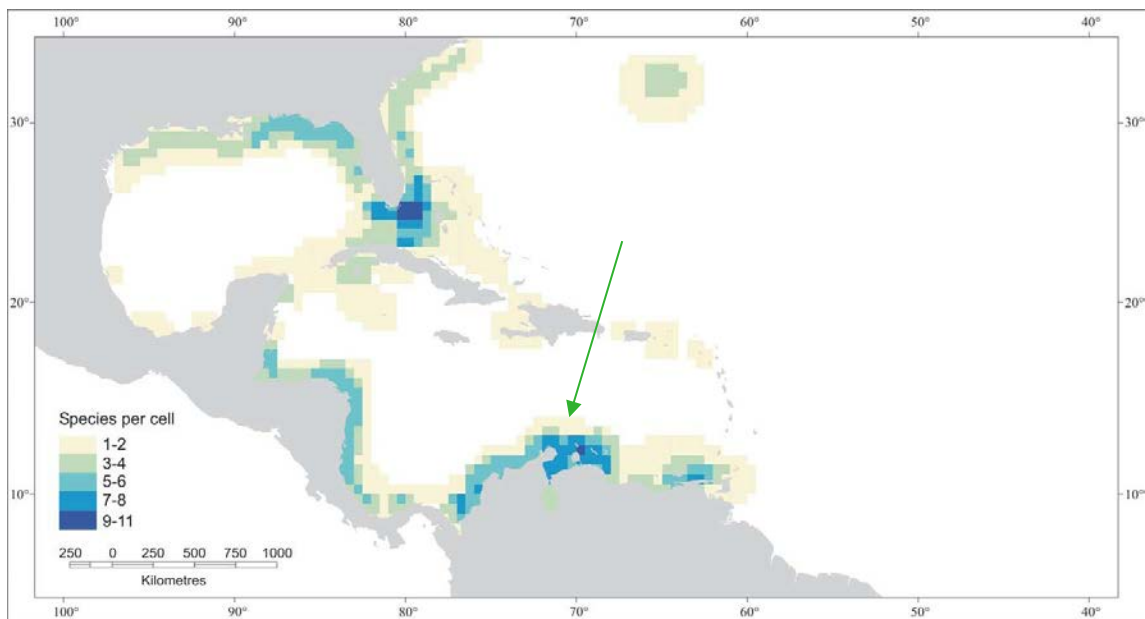


Fig. 2.10.2. – Samengestelde verspreidingen van 75 endemische vissoorten (groene pijl gericht op Bonaire en het concentratiegebied in het zuidelijk Caribisch gebied) (Smith et al., 2002).

2.10.3 Definitie habitat

Ten behoeve van dit overzicht wordt er geen onderscheid gemaakt tussen de verschillende dieptezones van de diepzee. Alle wateren die een diepte vertonen van meer dan 100 m worden hier behandeld als "open zee en diepzee".

2.10.4 Kwaliteitseisen

Tabellen 2.10.1 en 2.10.2 geven inzicht in de abiotische randvoorwaarden en typische soorten van pelagisch (open zee en diepzee) gebieden.

Abiotische randvoorwaarden

Tabel 2.10.1 - Schets van de belangrijkste abiotische randvoorwaarden voor de open zee en diepzee.

Waterdiepte	Hadalpelagisch 4000-6000	Bathypelagisch 1000-4000	Mesopelagisch 200-100 m	Epipelagisch oppervlakte tot 200m
Licht	Hadalpelagisch: 0	Bathypelagisch: 0	Mesopelagisch: Mesofotisch: onvoldoende	Epipelagisch: Fotisch voldoende
Temperatuur	Hadalpelagisch Koud; 4 °C	Bathypelagisch Koud; 4 °C	Mesopelagisch Koel; Thermocline 13-4 °C	Epipelagisch Warm; 28-13 °C
Golfslag	Hadalpelagisch: Geen	Bathypelagisch: Geen	Mesopelagisch: Geen	Epipelagisch: Hoog mixing tot 100 m
Zoutgehalte	Hadalpelagisch 35 ppt	Bathypelagisch 35 ppt	Mesopelagisch 35 ppt	Epipelagisch 36 ppt

Typische soorten

Tabel 2.10.2. - Typische soorten voor de open zee en diepzee.

Gewone Naam (Ned./Eng.)	Wetenschappelijk Naam	IUCN categorie	Dieptezone	Soortgroep
Langsnuitdolfijn	<i>Stenella longirostris</i>	LC	epi- mesopelagisch	zeezoogdieren
Bryde's walvis	<i>Balaenoptera edeni</i>	LC	epipelagisch	zeezoogdieren
Bultrugwalvis	<i>Megaptera novaeangliae</i>	LC	epipelagisch	zeezoogdieren
Potvis	<i>Physeter macrocephalus</i>	VU	bathypelagisch	zeezoogdieren
Griend	<i>Globicephala macrorhynchus</i>	LC	epi- mesopelagisch	zeezoogdieren
Vaal Stormvogeltje	<i>Hydrobates leucorhous</i>	VU	epipelagisch	vogels
Zwartkap Stormvogel	<i>Pterodroma hasitata</i>	EN	epipelagisch	vogels
Jan van Gent	<i>Morus/Sula bassana</i>	LC	epipelagisch	vogels
Audubons Pijlstormvogel	<i>Puffinus lherminieri</i>	LC	epipelagisch	vogels
Roodsnavelkeerkringvogel	<i>Phaeton aethereus</i>	DD	epipelagisch	vogels
Oceanische Witpunthaai	<i>Carcharhinus longimanus</i>	VU	epipelagisch	haaien
Tijgerhaai	<i>Galeocerdo cuvieri</i>	NT	meso-epipelagisch	haaien
Cubaanse Doornhaai	<i>Squalus cubensis</i>	LC	mesopelagisch	haaien
Stompsnuitzeskieuwshaai	<i>Hexanchus griseus</i>	NT	meso-bathypelagisch	haaien
Koekjessnijder	<i>Isistius brasiliensis</i>	LC	bathypelagic	haaien
Walvishaai	<i>Rhincodon typus</i>	EN	epipelagisch	haaien
Blauwe Marlijn	<i>Makaira nigricans</i>	VU	epipelagisch	vissen
Goudmakreel	<i>Coryphaena hippurus</i>	LC	epipelagisch	vissen
Zwartvin Tonijn	<i>Thunnus atlanticus</i>	LC	epipelagisch	vissen
Grootoog Tonijn	<i>Thunnus obesus</i>	VU	epipelagisch	vissen
Wahoo	<i>Acanthocybium solandri</i>	LC	epipelagisch	vissen
Regenboogstekelmakreel	<i>Elagatis bipinnulata</i>	LC	epipelagisch	vissen
Oilfish	<i>Ruvettus pretiosus</i>	LC	mesopelagisch	vissen
Fourwing Flyingfish	<i>Hyrundichthys affinis</i>	DD	epipelagisch	vissen
Vermillion Snapper	<i>Rhomboplites aurorubens</i>	VU	meso- epipelagic	vissen
Diamondback Squid	<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	LC	meso-epipelagic	weekdieren
Sargassum	<i>Sargassum fluitans</i>	LC	epipelagisch	zeewier
Trichodesmium	<i>Trichodesmium sp.</i>	DD	epipelagisch	blauwalg

Overige kenmerken van een goede structuur en functie

Gezonde en veerkrachtige open zee en diepzeegebieden leveren belangrijke ecosysteemdiensten, zoals:

- een stabiel en aangenaam klimaat;
- geschikt kraamkamergebied voor de larvale stadia van de meeste koraalrifsoorten (koralen, vissen, mollusken, kreeftachtigen, sponzen, algen (bijv. Wells en Rooker, 2004; Witherington

et al., 2012). Bijvoorbeeld het drijvende Sargassumwier dat van groot belang blijkt als kraamkamer habitat voor veel pelagische soorten;

- gezonde visbestanden voor commerciële exploitatie (Couperus et al., 2014);
- foerageergebieden voor bedreigde zeevogels zoals de bedreigde Zwartkapstormvogel (*Pterodroma hasitata*, EN), en het Vaal Stormvogeltje (*Hydrobates leucorhous*, VU) (Prins et al., 2009; Poppe, 1974); migratie- en leefgebied voor bedreigde zeezoogdieren (Debrot et al., 2011) en haaien (van Beek et al., 2014).

Kwaliteitseisen van de omgeving

Voor een gezonde open zee en diepzee is de beperking van vervuiling noodzakelijk en beperking van geluidsoverlast door scheepvaart en geologische exploratie.

2.10.5 Huidig voorkomen en referentiewaarden

Het grootste deel van Caribisch Nederland en overige EEZ-gebieden (van Aruba, Curaçao en St. Maarten) wordt gevormd door open zee en diepzee (Tabel 2.1.2).

Binnen het historisch tijdperk hebben er geen veranderingen plaatsgevonden in het areaal of bedekking van dit habitat. Het is wel onderhevig aan toenemende verstoring en vervuiling alsook aan klimaatverandering. Dit zijn processen die de kwaliteiten van dit habitat sterk nadelig en blijvend kunnen beïnvloeden.

2.10.6 Beoordeling landelijke Svl

Trends en recente ontwikkelingen

- Een duidelijk toenemende patroon van warmere oppervlaktewateren (Eakin et al., 2010);
- Dramatisch toenemende vervuiling van de zeebodem (Debrot et al., 2014) en zeeoppervlak (Law et al. 2010);
- Regionale hogere temperaturen van het oppervlaktewater met massale koraalverbleking als gevolg (ook de riffen dieper dan 60 m) (Eakin et al., 2010);
- Regionaal jaarlijks toenemende uitbraken van massaal aanspoelend Sargassum (vooral de volop pelagische soorten *S. fluitans* en *S. natans*). Dit fenomeen begon rond 2011 en lijkt steeds ergere vormen aan te nemen. De vermoedelijke oorzaken zijn mogelijk de hogere zeewatertemperaturen, veranderende zeestromingen en/of verrijking van het oppervlaktewater met nutriënten, aangevoerd vanuit de grote rivieren (Mississippi, Amazone, Orinoco), landbouw in kustgebieden (kunstmest) en afvalwater van toenemend toerisme en kustbebouwing of mogelijk zelfs binnengebracht via stofdeeltjes vanaf Afrika. Voor Caribisch Nederland bestaan er echter geen concrete data of metingen.

Beoordeling verspreiding: gunstig

Het habitat 'open zee en diepzee' is het meest voorkomend mariene habitat in Caribisch Nederland en omringt op korte afstand de drie eilanden en de Saba Bank. Vanwege de steile bathymetrie van de eilanden ligt dit habitat slechts een paar honderd meter uit de kust.

Beoordeling oppervlak: gunstig

Het huidig areaal "open zee en diepzee" binnen Caribisch Nederland is aanzienlijk (ongeveer 22.404 km²). Het Koninkrijk draagt echter ook de volledige verantwoordelijkheid voor de EEZ-gebieden horende bij Curaçao, Aruba en St. Maarten (m.a.w. het gehele EEZ-gebied in de Nederlandse Caribische eilanden). Qua areaal is het het grootste aanwezige habitat binnen het Caribische deel van het Koninkrijk en komt neer op een oppervlakte van ~ 81.000 km².

Beoordeling kwaliteit: matig ongunstig

Abiotische randvoorwaarden: trends of ontwikkelingen in de abiotiek van open zee en diepzee en hoe deze de soorten en ecologische processen zal beïnvloeden zijn grotendeels onbekend. Verzuring en opwarming van oppervlakte wateren zullen in de komende jaren wellicht grote gevolgen gaan hebben.

Typische soorten: effecten op typische soorten zijn onvoldoende bekend. Er is amper onderzoek verricht of kennis beschikbaar over de ecologie van tropische pelagische soorten.

Overige kenmerken: De “open zee en diepzee” heeft te kampen met vervuiling door zwerfvuil, opwarming van de oppervlaktelagen en antropogene geluidshinder door o.a. scheepvaart en exploratie. Veel van de commercieel belangrijke visbestanden van migrerende grote roofvissen zijn overbevist. Van veel nog niet of mogelijk nog niet overbeviste soorten is weinig bekend.

Beoordeling toekomstperspectief: matig ongunstig

Uit een recent literatuuroverzicht blijkt dat er weinig concreet bekend is over de “open zee en diepzee” van Caribisch Nederland (van Beek 2016). Beperkte recente diepzeeduiken en collecties door expedities uit het verleden geven aan dat het wel veel onbeschreven en mogelijk unieke biodiversiteit huisvest. Het gebied is ook bekend als het leefgebied van veel commercieel belangrijke vissoorten en van visstanden die nog onbevist zijn en een potentiële bron zijn voor toekomstige economische exploitatie. Van de diepzee en geassocieerde pelagische visstanden is echter te weinig bekend om concreet iets te zeggen over het toekomstperspectief. Overbevissing speelt nu al wel bij diverse visstanden en ligt ook bij de nieuw te bevissen visstanden op de loer. Exploitatie van nieuwe soorten dient voorafgegaan te worden door een goede ecologische beoordeling. Zo dient bijvoorbeeld de ecologische rol van de Diamantrug Intkvis (Diamond Back Squid) als voedsel voor potvissen goed bekeken te worden, alvorens deze soort commercieel te exploiteren. De diepzee zal niet ontsnappen aan de grootschalige effecten van klimaatverandering. De verwarming van oppervlaktewateren door klimaatverandering is gaande en dit zal wellicht grote negatieve gevolgen hebben op ecosysteemwaarden en functies, en zal ook impact hebben op ondiepe habitats (zoals koraalriffen waar het fenomeen “coral bleaching” een toenemende bedreiging zal vormen voor het koraalrif).

Aspect open zee en diepzee	2017
Verspreiding	Gunstig
Oppervlakte	Gunstig
Kwaliteit	Matig-ongunstig
Toekomstperspectief	Matig-ongunstig
Beoordeling Landelijke SvI	Matig-ongunstig

2.10.7 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstellingen

Lange-termijn doelen

Het streefbeeld voor een gunstige SvI is het behoud en veiligstelling van functionerende diepzee-ecosysteemwaarden voor de eilanden. Als lange termijn doel wordt een behoudsdoel voorgesteld.

Korte termijn (5 jaar) doelen

- Onderzoek om de kennisleemte over het functioneren van de diepzee op te kunnen vullen teneinde wetenschappelijk onderbouwd beheer mogelijk te maken,
- Onderzoek om de niet eerder beviste economisch kansrijke visbestanden in kaart te brengen, en
- Onderzoek om de rijke biodiversiteit van de diepzee, met name in het regionale hotspotgebied van Bonaire, maar ook rond de Saba Bank, te identificeren en in kaart te brengen (bijv. van Soest et al., 2014).

2.10.8 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Belangrijkste bedreigingen	Management acties
----------------------------	-------------------

Vervuiling	Bodem- en watervervuiling, en zwerfvuil spoelen vanaf de kust mee naar diepere habitats en de diepzee. Bestaande installaties van de olie-industrie veroorzaken zowel chronische als periodiek grootschalige olie-incidenten.	<ul style="list-style-type: none"> • Maatregelen treffen om terrestrische vervuillingsbronnen en zwerfvuil in toom te houden.
Overbevissing	Veel commercieel belangrijke diepzee vissoorten die zich voornamelijk in de bovenste 200 m ophouden, betreffen sterk migrerende soorten die op regionale schaal overbevist zijn. Visbestanden van de diepere lagen van de open zee groeien langzaam en zijn daardoor extra kwetsbaar voor bevissing.	<ul style="list-style-type: none"> • Participeren aan regionale initiatieven voor onderzoek en beheer. • Basaal onderzoek naar en precautionary management toepassen op exploitatie van diepzeevissen
Verstoring en geluidshinder	Verstoring en geluidshinder door de snel toenemende scheepvaart en recreatievaart op zee en seismisch onderzoek ten behoeve van olie-exploratie of geologische studies.	<ul style="list-style-type: none"> • Onderzoek is nodig naar de huidige mate en effecten van hinder door de scheepvaart. Op basis van de daaruit verkregen inzichten: <ul style="list-style-type: none"> • Zonering • Drempelwaarden • Toezicht en wetshandhaving
Klimaatverandering	Potentieel verlies van plankton en juveniele stadia van koraalriforganismen (door acidificatie en opwarming), verschuivende migratiepatronen van vissen en andere dieren en potentieel veranderen van opwellingspatronen	<ul style="list-style-type: none"> • Actieve deelname aan fora voor en onderzoek naar het klimaatproblematiek

2.10.9 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Er heeft zeer weinig onderzoek plaatsgevonden omtrent de diepzee en diepe kustwateren en nagenoeg niets is bekend over het functioneren van het diepzee-systeem. Alle aanwijzingen zijn dat de diepzeehabitats het leefgebied vormen van veel bijzondere en nog onbeschreven soorten en dat de diepe habitats nauw verweven zijn met de veel beter bekende, ondiepe mariene habitats nabij de kust.

Bronnen

- Becking, L.E. and E.H.W.G., Meesters, 2014. Bonaire Deep Reef Expedition I. Report number C006/14. IMARES Wageningen UR.
- Castro, P. and M.E. Huber, 2010. An Introduction to Marine Ecology. In: Ober, W.C. and C.W. Garrison, Marine Biology (pp. 334-335). New York: McGraw-Hill.
- Couper, A., 1983. Times atlas of the oceans. Times Books.
- Couperus, A.S., Beek, I.J.M. van, Debrot, A.O., Fassler, S.M.M. and S. Gastauer, 2014. A review of the small pelagics fishery resources of the Dutch Caribbean and adjacent areas. Report C142/14. IMARES Wageningen UR.
- Debrot, A.O., Witte, R.H., Scheidat, M. and K. Lucke, 2011. A Proposal Towards a Dutch Caribbean Marine Mammal Sanctuary. Report C149/11 IMARES Wageningen UR.
- Debrot, A.O., Vinke, E., Wende, G, van der, Hylkema, A. and J.K. Reed, 2014. Deepwater marine litter densities and composition from submersible video-transects around the ABC islands, Dutch Caribbean. Marine Pollution Bulletin, 88: 361-365.
- Eakin, C.M., Morgan, J.A., Heron, S.E. et al., 2010. Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching and mortality in 2005. Plos One: 5 e13969.
- Heileman, S., Mahon, R., 2009. XV-49 Caribbean Sea: LME #12 (http://www.lme.noaa.gov/LMEWeb/LME_Report/lme_12.pdf) in: Sherman, K., Hempel, G. (Eds.), UNEP Large Marine Ecosystems Report: a perspective on changing conditions in LMEs of the World's Regional Seas UNEP Regional Seas Report and Studies No 182 United Nations Environmental Programme, Nairobi, Kenya.

-
- Hoeksema, B.W. (ed) 2016. Marine biodiversity survey of St. Eustatius, Dutch Caribbean, 2015. Naturalis Biodiversity Center, Leiden, and ANEMOON Foundation, Bennebroek, 157 pp.
- Law, K.L.; Morét-Ferguson S. ; Maximenko N. A.; Proskurowski G.; Peacock, E. E.; Hafner, J. ; Reddy C. M. 2010. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science* 329 (5996) pp. 1185-1188
- Lesser, P.L., Slattery, M. and J.J. Leichter, 2009. Ecology of mesophotic coral reefs. *Journal of experimental marine biology and ecology* 375 1-8.
- Matthews, J.E. and T.L. Holcombe, 1985. Venezuela Basin of the Caribbean Sea – stratigraphy and sediment distribution. *Marine Geology* 68: 1-23.
- Meesters, E., Slijkerman, D. Graaf, M. de and D. Debrot, 2010. Management plan for the natural resources of the EEZ of the Dutch Caribbean. Report C100/10. IMARES Wageningen UR.
- Poppe, D.M.C., 1974. Zeevogel waarnemingen in het oostelijk deel van de Caraïbische Zee. CICAR 1972. Carmabi Foundation, report. 82 pp.
- Prins, T. G., J. H. Reuter, A. O. Debrot, J. Wattel and V. Nijman. 2009. Checklist of the birds of Aruba, Curaçao, and Bonaire, South Caribbean. *Ardea* 97(2): 137-268.
- Richardson, M.D. and D.K. Young, 1987. Abyssal benthos of the Venezuela Basin, Caribbean Sea: standing stock considerations. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* 34, 145-164.
- Rueda-Roa, D.T. and F.E. Muller-Karger, 2013. The southern Caribbean upwelling system: Sea surface temperature, wind forcing and chlorophyll concentration patterns. *Deep-Sea Research I* 78: 102-114.
- Slattery, M., Lesser, M.P., Brazeau, D., Stokes, M.D. and J.J. Leichter, 2011. Connectivity and stability of mesophotic coral reefs. *Journal of experimental marine biology and ecology* 408: 32-41.
- Smith, M.L, Carpenter, K.E. and R.E. Waller, 2002. An Introduction to the Oceanography, Geology, Biogeography, and Fisheries of the Tropical and Subtropical Western Central Atlantic. In: Carpenter, K.E. (ed.). *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO. 2002. pp. 1-600.*
- Tyler, P.A., 2003. *Ecosystems of the deep oceans.* Elsevier Science.
- Van Beek, I.J.M., 2016. "Ecological values of the 12 miles zone of Bonaire." IMARES rapport C026/16. IMARES Wageningen UR. 34 pp.
- Van Beek, I.J.M., Debrot, A.O., Walker, P.A. and I. Kingma, 2013. Shark protection plan for the Dutch Caribbean EEZ. Report C209/13 IMARES Wageningen UR.
- Van Soest, R.W.M., Meesters, H.W.G. and L.E. Becking, 2014. Deep-water sponges (Porifera) from Bonaire and Klein Curaçao, Southern Caribbean. *Zootaxa* 3878 (5): 401-443.
- Vermeij, M.J.A., Engelen, A.H. and R.P.M. Bak, 2003. Deep formations (50–80 m) of the solitary coral *Phacelocyanthus flos* on southern Caribbean reefs. *Coral Reefs*, 22(2), 107-108.
- Wells, R.J. and J.R. Rooker, 2004. Spatial and temporal patterns of habitat use by fishes associated with Sargassum mats in the northwestern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 74(1), 81-99.
- Witherington, B., Hirama, S. and R. Hardy, 2012. Young sea turtles of the pelagic Sargassum-dominated drift community: habitat use, population density, and threats. *Marine Ecology Progress Series*, 463, 1-22.

3 Soorten en soortgroepen

3.1 Inleiding

Caribisch Nederland is deel van het leefgebied van minstens 143 soorten van internationale beleidsrelevantie (bijlage 1). Dit zijn onder meer soorten van de IUCN Rode Lijst, SPAW, CMS en CITES (zie bijlage I). Daarnaast zijn er veel soorten lokaal bedreigd en/of van lokaal ecologisch en economisch belang waarvoor periodiek inzicht in hun status vereist is om natuurbeleidsplannen voldoende te informeren. Voorbeelden daarvan zijn twee zeldzame endemische planten van St. Eustatius (de herontdekte *Statia Morning Glory*, Howard en McDonald 1995, en de pas ontdekte *Gonolobus aloensis*, Krings en Axelrod 2013) en de lijst beschermde planten van Bonaire (bijlage II). Caribisch Nederland is ongeveer 130 endemische soorten rijk. Helaas is er vanwege de structurele achterstand in kennis en monitoring voor de meeste belangrijke soorten onvoldoende informatie of gegevens beschikbaar voor diepgaande analyses over hun SvI of over hun toekomstperspectief.

In dit hoofdstuk, en ten behoeve van deze eerste rapportage over de staat van de natuur in Caribisch Nederland worden een aantal groepen en of soortgroepen er uitgelicht waarover er voldoende informatie is om een onderbouwde beoordeling te kunnen geven. Er zijn dus beslist meer soorten en/of soortgroepen waarover voldoende bekend is om -al is het summier- zinvol over te kunnen rapporteren (b.v. de haaien, vleermuizen, zoetwaterfauna en roofvogels op groepsniveau groep). Deze selectie is puur pragmatisch gebaseerd op de kwaliteit en beschikbaarheid van data.

Het gaat in dit rapport om negen soorten (te weten de Antillenleguaan, de Geelvleugelamazone, de Flamingo, vijf sternsoorten en de Kroonslak) en vier soortgroepen (beschermde planten van Bonaire, zeezoogdieren, zeeschildpadden en de visstand). Al deze soorten en/of soortgroepen behoren tot de belangrijke aandachtsoorten voor monitoring (Verweij et al. 2015) en tot de soorten waarvoor de belangrijkste onderzoeksvragen worden gesteld en/of waarvoor er biodiversiteitsverplichtingen bestaan (Jongman et al. 2009).

Bronnen

Howard, R. A. and J. A. McDonald. 1995. *Ipomoea sphenophylla* Urban recollected and neotypified. Harvard Pap. Bot. 7: 69-72.

Jongman, R.H.G., Meesters, E.H.W.G. en A.O. Debrot, 2009. Onderzoeksvragen en verplichtingen op het gebied van Biodiversiteit voor de BES eilanden: Bonaire, Saba en St. Eustatius. Alterra-IMARES. 57 pp.

Krings, A., & Axelrod, F. S. (2013). *Gonolobus aloensis* (Apocynaceae, Asclepiadoideae), a New Species from St. Eustatius. *Systematic Botany*, 1132-1137.

Verweij, P. J. F. M., Meesters, H. W. G., & Debrot, A. O. (2015). *Indicators on the status and trends of ecosystems in the Dutch Caribbean* (No. 2544). Alterra.

3.2 Plantensoorten (Bonaire)

Door: Debrot, A.O., Freitas, J. de, en R.J.H.G. Henkens

3.2.1 Internationale beschermingsstatus

Dit stuk beschrijft de (beschermde) plantensoorten van Bonaire. Ook Saba en St. Eustatius kennen beschermde soorten zoals de endemische Stafia Morning Glory (*Ipomoea sphenophylla*), een van de zeldzaamste plantensoorten van het Nederlands Koninkrijk. Er is echter te weinig bekend over plantensoorten op Saba en St. Eustatius, zodat we ons hier beperken tot alleen die van Bonaire. In bijlage 1 is een overzicht van beleidsrelevante soorten opgenomen, terwijl tabel 3.2.1 de soorten annoteert met een internationale beschermde status.

Op basis van het Eilandsbesluit Natuurbeheer Bonaire (A.B. 2008, no. 23) worden verschillend lokale plant- en diersoorten aangewezen als beschermde soort (Zie bijlage II). Deze lijst betreft qua planten een totaal van 26 boomsoorten, één boomparasiet, één zoutminnende kruid, één zoutminnende struik, twee bromeliasoorten, alle varens en orchideeën en tot slot één bolcactus en de 7 varens genoemd door Freitas et al. (2008) (i.e. totaal 39 plantensoorten). Daarnaast zijn er vier additionele cacteeën die (net als alle cactussen en orchideeën), bescherming genieten als Cites App. II soorten. In de lijst zijn de volgende soorten per abuis vermeld als boomsoort: *Phoradendron trinervium* (boomparasiet), *Salicornia perrennis* (zoutminnend kruid) en *Strumpfia maritima* (zoutminnende struik). Daarnaast is de soort *Conocarpus erectus* per abuis vermeld als mangrove.

Tabel 3.2.1 Boomsoorten voor Caribisch Nederland met een bedreigde status op de IUCN Rode Lijst.

Naam				IUCN categorie	SPAW Annex	CITES Appendix
Wetenschappelijk	Engels	Lokaal	Nederlands			
<i>Cedrela odorata</i>	Spanish cedar			VU	-	-
<i>Guaiacum officinale</i>	Lignum-vitae	Wayaka	Pokhout	EN	III	II
<i>G. sanctum</i>	Hollywood lignum-vitae	Wayaka shimaron	Pokhout	EN	III	II
<i>Zanthoxylum flavum</i>	West-Indian satinwood	Kalabari	Geelhout	VU	-	-

3.2.2 Kenschets

Beschrijving van de groep:

De lijst beschermde plantensoorten van Bonaire betreft boomsoorten, cactussoorten, twee bromeliasoorten, orchideeën en varens. Het omvat vooral (zeer) zeldzame en bedreigde hardhoutsoorten en varens en orchideeën die overleven als epifyten hoog in bomen of op steile rotswanden die voor loslopend vee moeilijk te bereiken zijn. De lijst omvat ook de drie mangrovesoorten die lokaal een cruciale rol spelen als kraamkamergebied voor veel koraalrifvissoorten. Ook staan er drie zuilcactussoorten op de lijst van beschermde soorten. Deze soorten staan op de lijst niet vanwege hun zeldzaamheid op het eiland maar vanwege hun sleutelfunctie in het terrestrisch ecosysteem. Zuilcactussen bloeien en geven vrucht in het droge seizoen wanneer loofbomen veelal kaal staan. Derhalve vormen zij een essentiële voedselbron voor de fauna in het droge seizoen (Petit, 1997). Er is sprake van een sterke onderlinge afhankelijkheid tussen de zuilcactussoorten en (lokaal bedreigde) vleermuissoorten (zie ook §2.4 Grotten). Op de lijst ontbreken ook verschillende soorten die zeer zeldzaam zijn, een paar waarvan die pas recentelijk zijn ontdekt of herontdekt op het eiland. Voorbeelden hiervan zijn de zeldzame endem *Myrcia curassavica*, de zeer zeldzame boomsoort *Eugenia procera* (de Freitas, 2008), de pas-ontdekte zeer zeldzame boom *Cyrtocarpa velutinifolia* (deze komt op Bonaire vaker voor dan op Curaçao) en de epifytische bromelia *Tillandsia balbisiana* (Freitas en de Lannoy, 2013). *Ficus brittonii* is gevonden in slechts enkele exemplaren en het voorkomen van *Chlororophora tinctoria* op Bonaire is nog onduidelijk. Van *Capparis tenuisiliqua* is slechts een exemplaar gevonden (Freitas en de Lannoy, 2013).

Relatief belang binnen Caribisch gebied: beperkt

De lijst van beschermde soorten die lokaal zeldzaam zijn betreffen veelal soorten met een wijder verspreidingsgebied binnen de regio. Er zijn een paar uitzonderingen. Naast de drie bovengenoemde soorten van internationaal belang zijn er een aantal soorten met een zeer beperkt

verspreidingsgebied. Dit zijn de endemische boom *Myrcia curassavica*, *Maytenus versluyssi*, en de boom *Ficus brittoni* en de zuilcactussen *Pilocereus languinosus*, *Cereus repandus* en *Ritterocereus griseus*. Deze komen alleen voor in een beperkt deel van het zuidelijk Caribisch gebied.

3.2.3 Ecologische aspecten

Habitat:

De lijst beschermde planten betreft soorten die te vinden zijn op de gehele schaal aan bodemsoorten en landschapstypen van Bonaire (de Freitas et al., 2005). Het betreft voor een groot deel soorten die sterk gebonden zijn aan zeldzame vochtige microhabitats.

Minimum grootte duurzame populatie: Deze waarden zijn onbekend. De soortenlijst betreft veelal soorten die mogelijk slechts worden vertegenwoordigd door enkele of alleen een handvol tot enkele tientallen volwassen exemplaren (bv. de Sabalpalm, of de boom *Clusea rosea*). In alle gevallen, net zoals met veel bomen die niet op de beschermde soortenlijst voorkomen, betreft het soorten die niet of nauwelijks vernieuwende aanwas vertonen (eg. de Freitas, 2008; de Freitas en de Lannoy, 2013). Zonder succesvolle voortplanting betekent dit dat deze soorten in de komende decennia, nadat de nog levende volwassen exemplaren dood zijn gegaan, ook van het eiland zullen verdwijnen. De oorzaak voor de algeheel verontrustende staat van een groot deel van de flora van het eiland is de historische houtkap in combinatie met de nog voortdurende hoge begrazingsdruk van ongecontroleerd loslopend vee (Lagerveld et al., 2015).

3.2.4 Huidige verspreiding en referentiewaarden

Zeldzame en bedreigde planten zijn verspreid over Bonaire en Klein Bonaire. Oriënterend onderzoek heeft echter een aantal concentratiegebieden kunnen definiëren (Smith et al., 2012). Belangrijke concentratiegebieden voor het voorkomen van zeldzame en bedreigde plantensoorten zijn bijvoorbeeld de heuvels van en rondom de Berg Brandaris in het Washington-Slagbaaipark (Lo fo Wong en de Jong, 1994; de Freitas, 2008), het kalksteengebied van Lima (de Freitas, 2011a), en het terrassenlandschap van Midden Bonaire (de Freitas en de Lannoy, 2013).

3.2.5 Beoordeling landelijke Svl

Trends:

Op basis van de beschikbare data kan niets gezegd worden over de korte- of lange-termijn trends op Bonaire voor deze beschermde soorten. Wat wel bekend is, is:

- dat het overwegend soorten betreft die overleven in beperkte getale of in gebieden met een geringe omvang (zoals de mangroven);
- dat er niet of nauwelijks verjonging van de populaties plaatsvindt;
- dat de belangrijkste bedreiging, nl. overbegrazing door loslopend vee, onverminderd hoog blijft.

Recente ontwikkelingen:

Op populatie- en soortniveau zijn er geen ontwikkelingen gedetecteerd of met zekerheid aan te tonen.

Beoordeling verspreiding: zeer ongunstig

De meeste soorten komen dun verspreid voor of in kleine lokale clusters van enkele exemplaren op plekken van geschikt microhabitat. Naast de beperkte populatiegrootte vormt de schaarse verspreiding van deze soorten een additioneel probleem voor genetische uitwisseling bij bestuiving en beïnvloedt het de voortplanting in nadelige zin.

Beoordeling populatiegrootte: zeer ongunstig

Er zijn geen systematische tellingen gedaan voor deze soorten. De huidige kennis berust op opportunistische tellingen die gedaan zijn in het kader van preliminaire biologische inventarisaties (bijv. Debrot, 1997; Debrot et al., 1998; de Freitas, 2008, 2011a, 2011b; de Freitas et al., 2006; de Freitas en de Lannoy, 2013; de Freitas en Rojer, 2013). Het is alleen bekend dat de aantallen van deze soorten zeer "laag" zijn en dat er geen of nauwelijks verjonging plaatsvindt.

Beoordeling habitat: zeer ongunstig

Het huidige oppervlak en beschikbare habitatsoorten voor behoud van de inheemse flora en de beschermde en bedreigde soorten daaronder is voldoende. De kwaliteit van de habitats is in veel gevallen echter ernstig gedegradeerd. De belangrijkste oorzaak is de zware overbegrazing die er doorgaans plaatsvindt met sterke erosie en met verminderde water- en nutriënt-retentie als gevolg (Vergeer, 2017). Daarnaast is een groot areaal in zuid-Bonaire met veel zeldzame soorten (de Freitas et al., 2011a; Smith et al., 2012) en belangrijke altijdgroene begroeiing, ernstig aangetast door uitbreiding van het areaal voor zoutwinning en verzilting van het grondwater (de Freitas et al., 2005). Bovendien leidt de openheid van de vegetatie en de weinige ondergroei tot extra uitdroging in de droge perioden.

Beoordeling toekomstperspectief: zeer ongunstig

Op Bonaire, het meest aride van de drie eilanden van Caribisch Nederland, is de situatie met loslopend vee het meest acuut en zijn er dus veel boomsoorten die zich niet langer kunnen verjongen omdat de zaailingen de begrazingsdruk niet overleven. Waarschijnlijk zijn veel inheemse soorten op Bonaire reeds uitgestorven (bijv. *Abrus precatoria*, *Bromelia humilis*) maar veel anderen zullen ongetwijfeld in de komende decennia volgen indien maatregelen uitblijven (Lo Fo Wong en de Jongh, 1994; van Proosdij, 2001; de Freitas et al., 2005). Terwijl het probleem al lang is erkend (bijv. Duclos, 1954; Coblenz, 1980), zijn er tot dusver weinig maatregelen getroffen, of zijn er wel initiatieven daartoe genomen, maar werd er geen voortgang geboekt vanwege zeer gebrekkige samenwerking door stakeholders. Vooral zorgwekkend is hoe loslopende geiten en ezels de bast van de zuilcactussen strippen die tot de dood van deze "key-stone" bomen leidt (Anonymous, 2009). Er is vooralsnog geen oplossing voor het probleem van loslopend vee in zicht. Daarnaast zal klimaatverandering en zeespiegelstijging in de toekomst wellicht een zware last leggen op deze en andere kwetsbare soorten. Volgens Harter et al. (2015) zal klimaatverandering de grootste tol eisen in de flora's van kleine en lage eilanden van homogene topografie.

Aspect plantensoorten (Bonaire)	2017
Verspreiding	Zeer ongunstig
Populatiegrootte	Zeer ongunstig
Habitat	Zeer ongunstig
Toekomstperspectief	Zeer ongunstig
Beoordeling landelijke SvI:	Zeer ongunstig

3.2.6 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstellingen

Het terugdringen en beheersen van loslopend vee (als zijnde de belangrijkste bedreiging) is het belangrijkste doel om de kwaliteit van het leefgebied te verbeteren ten behoeve van een uitbreiding en herstel van de populaties van bedreigde en beschermde boom- en plantensoorten.

Het (verder) identificeren van de meest zeldzame en bedreigde plantensoorten en het herstellen van de aanwas en populatie groottes van deze soorten (nadat helder is welke soorten dit dan zijn).

Beschermings-subdoelen:

- Het geitvrij krijgen en houden van belangrijke natuurgebieden.
- Het vermeerderen en uitzetten van de meest bedreigde plantensoorten in deze gebieden.
- Het verder inventariseren van de natuurgebieden van Bonaire met als doel het voorkomen en de verspreiding van zeldzame en bedreigde plantensoorten in kaart te brengen.
- Herzien en uitbreiden van de lijst van beschermde plantensoorten.
- Identificeren van geschikte habitats om specifieke soorten te planten/herintroduceren (denk aan *Ficus brittonii*, *Capparis tenuisiliqua*, orchideeën, varens, *Bromelia*'s).
- Extra grote bomen tot natuurmonument verklaren.

3.2.7 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Bedreigingen:

- Overbegrazing
- Klimaatverandering

Managementimplicaties:

- Dring veedichtheden terug (zie b.v. Debrot, 2016).
- Vermeerder zeldzame en bedreigde soorten en plant ze uit in beschermd gebied. Zo is in 2006 en 2007 gestart met de succesvolle herintroductie van zeldzame inheemse en droogteresistente bes- en fruitdragende boomsoorten in het Washington Slagbaai Nationaal Park. Geiten zijn sinds begin jaren 80 verwijderd van Klein Bonaire (687 ha) en een herbebossingsproject is hier uitgevoerd in de periode 2006-2009 waardoor de fauna weer begint terug te komen (Debrot, 2013). NGO Echo heeft onlangs vier omheinde gebieden van één-hectare herbebost. Gedurende het regenseizoen van 2016-2017 zijn 3000 bomen geplant in drie van deze gebieden. Eerder is al 3 hectare hersteld bij Echo's Centrum in Dos Pos alwaar 500 bomen zijn geplant (pers. mede. Lauren Schmaltz, NGO Echo). Echo beschikt over een kweekstation en vermeerdert veel zeldzame plantensoorten ten behoeve van de herbebossing. Exclusies rond zeer zeldzame boomsoorten kan ook tot effectieve vermeerdering van deze soorten leiden.

Kernbedreigingen		Management implicaties
Overbegrazing	De aanwezigheid van hoge dichtheden loslopend vee is een grote bedreiging voor zeldzame planten daar het verjonging van zeer veel soorten ernstig verhindert of nagenoeg geheel voorkomt.	<ul style="list-style-type: none"> • Verwijdering van vee, vooral uit beschermde gebieden tot dichtheden van 0.1 geit per hectare of minder • Vee in belangrijke gebieden uitsluiten doormiddel van afrastering en controle. • Vee verbannen uit beschermde natuurgebieden. • Identificeer en vermeerder zeldzame en bedreigde soorten en plant ze uit in beschermde gebieden. • Duurzame alternatieven ontwikkelen om het traditionele extensieve veehouderij te vervangen.
Invasieve soorten	Invasieve soorten bezitten van nature eigenschappen waartegen de eilandenflora slecht tegen op is gewassen. Het gevolg is vaak excessieve concurrentie, met vervanging, uitroeiing of vervalsing van de flora als gevolg.	<ul style="list-style-type: none"> • Het uitwerken en implementeren van een Invasive Alien Species Strategy and Action Plan (zie Smith et al. 2014) om verdere introducties te voorkomen.
Urbanisatie	Urbanisatie neemt ruimte in beslag en staat een natuurlijk inheemse plantengroei niet toe. Vaak zijn belangrijke natuurgebieden aantrekkelijk voor bebouwingsdoeleinden en zetten zo bedreigde flora nog meer onder druk (bv. Terrassenlandschap Midden Bonaire).	<ul style="list-style-type: none"> • Implementatie van natuurbeleids- en zoneringsplannen om de bouw binnen de belangrijkste natuurgebieden uit te bannen. • Wetshandhaving • Bewustwording
Klimaatverandering	Dit fenomeen zal gepaard gaan met zeeniveaustijging, een verandering in regenval en een toename in de gemiddelde temperatuur. Dit zal vooral kustvegetatievormen en vegetaties die afhankelijk zijn van dauwvorming onder druk zetten	<ul style="list-style-type: none"> • Deelname aan internationale fora en projecten om de uitstoot van broeikasgassen globaal te verminderen. • Het beschermen van grote aaneengesloten natuurgebieden met geschikt corridors zodat de flora ruimte heeft om zich te ontwikkelen.

3.2.8 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Er is sprake van een zeer gebrekkige kennis van de status, kenmerken en voorkomen van zeer zeldzame soorten. Dit brengt met zich mee het risico dat interventies plaats kunnen vinden in gebieden waarvan niet bekend is dat er een ernstig bedreigde soort voorkomt. Zo is er recentelijk een zeldzame nieuwe bromeliasoort (*T. balbisiana*) voor het eiland ontdekt in een gebied dat al eerder was vrijgegeven voor woningbouw.

Er is voldoende kennis om veel soorten als bedreigd aan te merken en voor een ruwe management prioritering. Gebrek aan informatie en kennis kunnen tot de verkeerde prioriteiten leiden voor wat te beschermen of vermeerderen en welk gebied daarvoor het belangrijkste is. Er zijn echter onvoldoende gegevens om een scherpe prioritering te kunnen stellen of om populatietrends te kunnen volgen. Terwijl er wel een basis is van praktische ervaring om succesvolle herbepanting te kunnen uitvoeren (Debrot, 2015), is er voor veel soorten te weinig bekend over hoe deze te vermeerderen (bijv. van der Burg et al., 2014). In dit aspect zijn de recente kweekervaringen van Echo als zeer waardevol aan te merken.

Bronnen

- Anonymous, 2009. Geiten-probleem Washington-Slagbaai. Amigoe, 13 oktober 2009, p. 7.
- Burg, J., van der, de Freitas, J. and D. Debrot, 2014. Seed germination methods for native Caribbean trees and shrubs, with emphasis on species relevant for Bonaire. PRI Report 551, 27 pp + app.
- Coblentz, B.E., 1980. Goat problems in the national parks of the Netherlands Antilles. 16 pp.
- Debrot, A.O., 2016. Goat culling project Slagbaai, Bonaire: 1st Year Progress Report, Field Assessment and Key Recommendations. Unpublished IMARES-report C052/16, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 46 pp
- Debrot, A.O., 1997. Klein Bonaire-brief biological inventory. Carmabi Report. 17 pp.
- Debrot, A.O., de Freitas, J.A. and A.C. Rojer. 1998. Brief biological inventory of Bolivia, Bonaire, Netherlands Antilles. 15 pp.
- Debrot, Dolfi, 2013. Reforestation Initiatives on Klein Bonaire and Klein Curaçao. Bionews 07. P6-7.
- Debrot, A.O., 2015. Slim samenwerken met de natuur: herbebossing op de Nederlands-Caribische benedenwindse eilanden. Vakblad Natuur Bos Landschap, apr 2015: 3-5.
- Duclos, B.H., 1954. Report on agricultural development in the Netherlands Antilles, i. Agricultural development plan for Bonaire (14 pp., including 3 sketch-maps). 2. Reafforestation plan for Aruba (7 pp., including 2 sketch-maps and 5 drawings). Type-written report, translated from French, made for the Caribbean Commission, Trinidad.
- Freitas, J.A. de, 2008. Rare plant species, establishment of exclosures and recommendations for a monitoring program in the Washington-Slagbaai Park (Bonaire). Carmabi Foundation Report. 159 pp.
- Freitas, J.A. de, 2011a. Belangrijke natuurwaarden Lima (Bonaire): vegetatietypen en zeldzame plantensoorten. Carmabi Foundation Report. 9 pp.
- Freitas, J.A. de, 2011b. Inventarisatie van beschermde planten in het wegtracé en aangrenzende kavels in Sabadeco Crown West fase 2 en 3. Carmabi Report. 26 pp.
- Freitas, J.A. de, en C. de Lannoy, 2013. Inventarisatie vegetatie terrassenlandschap Midden Bonaire (Caribisch Nederland). Rapport Nr. BON-201203-01.1. DROB, Bonaire. 17 pp + bijlagen.
- Freitas, J.A. de, Nijhof, B.S.J., Rojer, A.C. and A.O. Debrot, 2005. Landscape ecological vegetation map of the island of Bonaire (Southern Caribbean). KNAW series & Carmabi, 64 pp.
- Freitas, J.A. de, Debrot, A.O. en S. Criens, 2006. Natuur- en cultuurhistorische waarden van plantage Onima, Bonaire. Carmabi Report, 59 pp.
- Freitas, J.A. de, and A.C. Rojer, 2013. New plant records for Bonaire and the Dutch Caribbean islands. Carib. J. Sci. 47(1): 114-117.
- Harter, D. E., Irl, S. D., Seo, B., Steinbauer, M. J., Gillespie, R., Triantis, K. A., ... & Beierkuhnlein, C. (2015). Impacts of global climate change on the floras of oceanic islands—Projections, implications and current knowledge. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(2), 160-183.
- Lagerveld, S., Debrot, A.O., Bertuol, P., Davaasuren, N. en F. Neijenhuis, 2015. Populatieschatting geiten op Bonaire. IMARES-report C115/15, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 48 pp.
- Lo Fo Wong, A.M.E. en J. de Jong, 1994. Aspecten van natuurbeheer op Bonaire: Verslag van een stage natuurbeheer in het Nationaal Park Washington-Slagbaai op Bonaire, Nederlandse Antillen. Unpubl.thesis no: P259. Vakgroep Natuurbeheer, Landbouwniversiteit Wageningen, The Netherlands, 66 pp.
- Petit, S., 1997. The diet and reproductive schedules of *Leptonycteris curasoae curasoae* and *Glossophaga longirostris elongata* (Chiroptera: Glossophaginae) on Curaçao. Biotropica 29: 214–223.
- Proosdij, A.S.J. van, 2001. Arnoldo's zakflora: Wat in het wild groeit en bloeit op Aruba, Bonaire en Curaçao. Publ. Found. Sci. Res. Car. Reg. 144, Amsterdam, The Netherlands, 287 pp.
- Smith, S. R., N. Davaasuren, A. O. Debrot, F. Simal and J. A. De Freitas. 2012. Preliminary inventory of key terrestrial nature values of Bonaire. IMARES Report number C003/12. 87 pp.
- Vergeer, A., 2017. The influence of goats on soil hydrological properties on semi-arid Bonaire. MSc. Thesis, Wageningen University, 28 pp + app.

3.3 Antillenleguaan

Door: Debrot, A.O., Madden, H., Henkens, R.J.H.G., Buma, C., Wagenveld, T. van, en M.P. van den Burg.

3.3.1 Internationale beschermingsstatus

De IUCN heeft de status van *Iguana delicatissima* recentelijk opgewaardeerd tot 'Endangered' (Tabel 3.3.1). Dit betekent dat er een zeer hoge kans is dat de soort in het wild geheel uitsterft (minstens 20% kans op uitsterven binnen 20 jaar) (Breuil et al., 2010). De kans op lokale uitroeiing op St. Eustatius is drastisch toegenomen sinds de vondst (2016 en 2017) van de invasieve groene leguaan, *I. iguana*, en zowel jonge als volwassen hybriden tussen beide soorten.

Tabel 3.3.1 De status van de Antillenleguaan op de IUCN Rode Lijst en overige internationale beschermingslijsten.

Naam				IUCN categorie	SPAW Annex	CMS Annex	CITES Appendix
Wetenschappelijk	Engels	Lokaal	Nederlands				
<i>Iguana delicatissima</i>	Lesser Antillean Iguana	Iguana	Antillenleguaan	EN	3	-	II

3.3.2 Kenschets

Beschrijving

Iguana delicatissima is een grote in bomen levende leguaan die endemisch is op de Kleine Antillen. De soort neemt drastisch in aantal af vanwege habitatvernietiging, uitheemse (invasieve) predatoren, de jacht en vooral door hybridisatie met de nauwverwante Groene Leguaan (*Iguana iguana*). Metingen gedaan door Reichling (2000) op St. Eustatius geven een SVL (Snouth Vent Length) aan tot 43 cm, staartlengtes tot 86 cm en lichaamsgewichten tot 3430 g. De leguaan is het grootste inheemse gewervelde landdier van het eiland. Pasachnik et al. (2006) en Knapp et al. (2014) geven een uitgebreide behandeling van de literatuur over deze soort.

Relatief belang binnen het Caribisch gebied: zeer groot

De Antillenleguaan kwam oorspronkelijk voor in de Kleine Antillen vanaf Anguilla tot aan Martinique, maar verdwijnt snel van zowel grote als kleine eilanden om een aantal redenen waaronder invasieve uitheemse predatoren, hybridisatie met *I. iguana*, en habitatverlies. Eilandenpopulaties zijn uitgeroeid op Antigua, Barbuda, St. Kitts en Nevis, Les Îles des Saintes, Marie Galante, en zelfs St.-Martin/St. Maarten waar de soort als laatst is waargenomen in 1996 in de Colombier vallei (Breuil, 2002).

Van de resterende 13 eilandenpopulaties, heeft slechts één (Dominica) meer dan 5000 individuen die volgens Breuil (2002) nodig zijn voor een MVP. Zeven populaties worden ernstig met uitsterven bedreigd. Twee eilandenpopulaties die genoemd werden door Breuil (2002) als zijnde ernstig bedreigd zijn sindsdien verdwenen (i.e. Antigua and St. Martin/St. Maarten) terwijl de populatie op het nabijgelegen eiland van Anguilla waarschijnlijk geheel is overgenomen door *I. iguana* en hybriden. In 2016 werden in een poging de soort veilig te stellen voor hybridisatie 20 dieren overgezet naar een naburig eilandje, Prickly Pear East. Het doel is daarbij om een populatie te vestigen op een plek waar de Groene Leguaan (nog) niet voorkomt. De soort is nauw gerelateerd aan de Groene Leguaan en hybridiseert er zeer gemakkelijk mee. Dit, en vooral verdere reproductie van hybriden met de eigen soort, vormt een ernstige bedreiging tot behoud van deze soort (Legouez, 2007; Vuillaume et al., 2015). De soort is ook erg kwetsbaar voor verlies van genetische diversiteit en ervaart vaak grootschalige sterfte na dat een orkaan heeft plaatsgevonden (Legouez, 2007). Omdat de populatie van St. Eustatius nog zeer soortzuiver is (M.P. v. d. Burg, onpubliceerde data) wordt het belang binnen de Cariben dan ook zeer groot geacht.

3.3.3 Ecologische kenmerken

Habitat

De Antillenleguaan leeft op eilanden van de noordelijke Kleine Antillen vanaf zeeniveau tot maximaal 1000 m (op Dominica). De soort kan prima overleven in habitats variërend van mangroven, tot droog of vochtig bos, droge rotsachtige gebieden of zorgvuldig onderhouden siertuinen (Legouez, 2007). Ondanks de alom erkende ernstige bedreiging van de soort, is er zeer weinig wetenschappelijke kennis over de leefgewoontes en ecologie van de soort beschikbaar (Pasachnik et al., 2006; Knapp, 2007). De meest recente informatie over de soort op St. Eustatius wordt gegeven door Debrot en Boman (2013, 2014) en Debrot et al. (2013, 2014). De soort lijkt het beste te gedijen in gebieden met een mix aan groene begroeiing, rotsen om op te zonnen en kale mulle grond waarin de eieren gelegd kunnen worden.

Voedsel

De soort is erg flexibel in habitatkeuze, volledig herbivoor en voedt zich met bladeren, bloemen en vruchten afkomstig van veel verschillende planten. Gebaseerd op observaties op St. Eustatius en elders, en ook op basis van de habitatselectie van de Groene Leguaan op andere eilanden, is het duidelijk dat leguanen prima kunnen overleven tussen zeer spaarzame begroeiing in tal van habitats. De beschikbaarheid van voedsel is daarom waarschijnlijk geen beperkende factor op St. Eustatius, zelfs in zwaar door vee begraaide gebieden en in gebieden bedekt met woekerende *Corallita* ranken.

Verstoring

De hoogste leguaandichtheden op St. Eustatius worden gevonden in de bewoonde gebieden en de villawijken op de lagere, noordwestelijk gelegen flanken van de Quill en op de klippen en hellingen tussen de haven van Oranjestad en de daarboven gelegen stad (Debrot en Boman, 2014). In het laatste gebied bleken de hogere dichtheden van de leguaan (2 dieren/ha) en (1.56 Iguana/uur) grotendeels te danken aan een kleine concentratie dieren (mogelijk tot 7 verschillende leguanen) die leefden net achter en boven het havenkantoorpand van STENAPA.

Debrot and Boman (2014) bespreken verder de doodsoorzaken voor de soort gebaseerd op 28 dodelijk of levensbedreigende incidenten. Uit die studie blijkt dat loslopende honden in tuinen een grote bedreiging vormen voor de daar levende leguanen. Andere doodsoorzaken waren verhongering of verdrinking van leguanen die in waterbakken ("cisterns") waren gevallen, het verkeer, het vast raken in omheiningsgaas, de jacht en/of onbekende doodsoorzaken. 27 van de 28 gedocumenteerde incidenten bleken mens-gerelateerd te zijn. De jacht, en het opzettelijk doden van leguanen voor consumptie was erg beperkt en betrof in beide incidenten dezelfde personen.

Minimum grootte duurzame populatie

Onder gunstige omstandigheden kunnen leguanenpopulaties hoge dichtheden bereiken. Gezonde populatiedichtheden tot 60 dieren/ha zijn bekend op de Franse eilanden (Breuil, 2002). Onlangs hebben ook Knapp en Perez-Hydrich (2012) normale dichtheden van 36-43 leguanen per hectare beschreven voor verschillende Antillenleguanen-populaties in Dominica. Debrot en Boman (2013) vonden op St. Eustatius dat de leguanen een voorkeur vertoonden voor habitat op hoogtes beneden de 300 m. St. Eustatius is ongeveer 20 km² groot. Het gebied rondom de top van de 600 m hoge Quill vulkaan, dat minder geschikt is voor de Antillenleguaan, is ongeveer 4 km² groot. Uitgaande van een gemiddelde optimale populatiedichtheid van 30 dieren/ha, kan de oorspronkelijke leguanenpopulatie van St. Eustatius in de tijd van voor interventie door de mens, geschat worden op 48.000 dieren. Dat is ruim boven de 5000 individuen die volgens Breuil (2002) nodig zijn voor een duurzaam voortbestaan en ook ver boven het aantal van 1000 dieren die volgens vuistregels wordt gehanteerd voor Europees Nederlandse soorten waarvoor genetisch onderzoek ontbreekt (Ottburg en van Swaay, 2014). Met als doel het behoud van deze soort op St. Eustatius gaan wij uit van een MVP van 1000 dieren.

3.3.4 Huidige verspreiding

De rand van de krater van de Quill ligt minimaal op 378 m boven zeeniveau terwijl de kratervloer op een hoogte ligt van ± 278 m boven zeeniveau. Deze delen van het eiland zijn vaak bedekt in wolken en mist en krijgen meer regenval dan de lageregelegen delen van het eiland (de Freitas et al., 2014). De luchtvochtigheid en lagere temperatuur verklaren mogelijk waarom deze gebieden minder dieren

hadden. Debrot & Boman (2013) wijzen er verder op dat leguanen vaak gebieden met afwisselend habitat uitzoeken. De gebieden van de centrale vlakte van het eiland, bestaande uit een uitgestrekt gebied van laag struikgewas en grasland, bieden de leguaan weinig schuilmogelijkheden in de vorm van hoge vegetatie of rotsvelden met spleten en holtes. Hoewel deze gebieden anderszins geschikt lijken, blijken de leguanen deze gebieden niet uit te kiezen. Het gehele eiland lijkt in meerdere of mindere mate geschikt te zijn als leefgebied voor de soort, behalve wellicht de hoogste delen van de Quill vulkaan en het relatief kale gebied op en rond het vliegveld. Dit vliegveld vormt een belangrijke barrière voor de Antillenleguaan (en andere soorten). Een onderzoek naar de fragmentatie van habitat (Puijk, 2015) laat zien dat er voor de Antillenleguaan alleen ten zuiden van het vliegveld nog een ecologische corridor is, die het Boven Nationaal Park in het noorden en het Quill Nationaal Park in het zuiden met elkaar verbindt (Fig. 3.3.1).

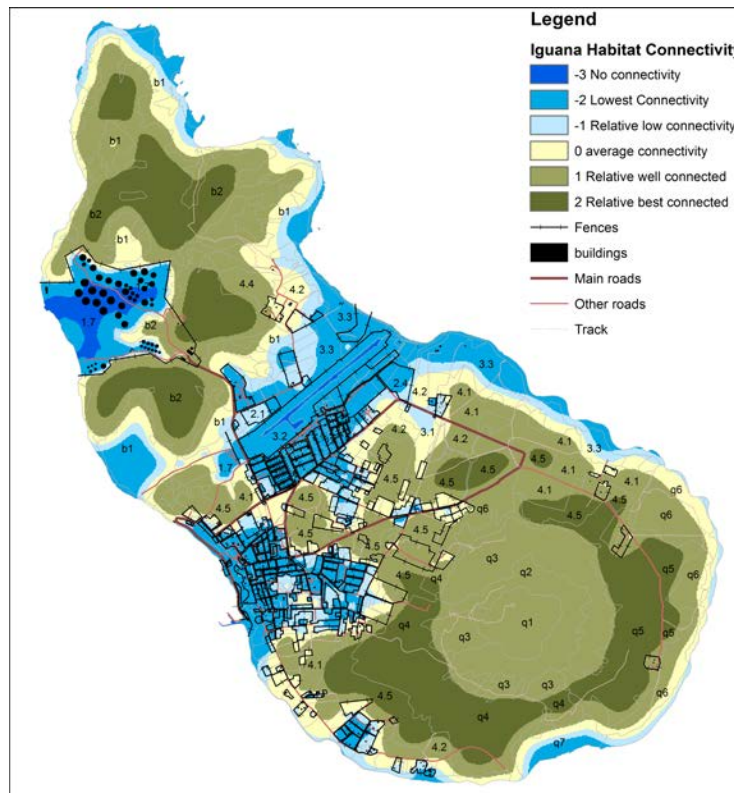


Fig. 3.3.1 - Fragmentatie van habitat van de Antillenleguaan op St. Eustatius als gevolg van het dwars over het eiland gesitueerde 'kale' vliegveld en omgeving (Puijk, 2015).

3.3.5 Beoordeling landelijke Svl

Trends

De pre-koloniale populatiegrootte voor de soort op St. Eustatius kan geraamd worden op 48.000 of meer dieren (zie hieronder). In het verleden zijn populatiegroottes voor de soort in 1992, 2000 en 2004 geschat op respectievelijk: ± 300 , < 300 en ± 425 (275-650) dieren (Fogarty et al., 2004).

Recente ontwikkelingen

De recente invasie van de Groene Leguaan, die zich niet alleen succesvol weet voort te planten maar ook hybridiseert met de Antillenleguaan, is de ernstigste bedreiging voor het voortbestaan van de soort in Caribisch Nederland. Om deze bedreiging aan te pakken heeft het Ministerie van Economische Zaken in 2016 een ruimingscampagne gefinancierd. Sindsdien zijn één Groene Leguaan en vijf hybride dieren gevangen en geruimd. De resultaten van deze campagne laten zien hoe moeilijk het is om de dieren te vinden en te vangen. Als de vangacties niet worden voortgezet dan zal de raszuivere Antillenleguaan binnen enkele decennia waarschijnlijk van St. Eustatius verdwijnen.

Beoordeling verspreiding: matig ongunstig

De populatie op St. Eustatius kan worden beschouwd als (nog) niet gefragmenteerd, maar er rest slechts een ecologische corridor ten zuiden van het vliegveld die de populatie in het oosten en westen met elkaar verbindt. De populatie van St. Eustatius is voorts sterk geïsoleerd van de overlevende populaties op de andere eilanden.

Beoordeling populatiegrootte: zeer ongunstig

De besproken resultaten laten zien dat vergeleken met 2004, toen de populatiegrootte werd geschat op 425 (275-650) dieren (Fogarty et al., 2004), de recente cijfers (Debrot en Boman, 2013) waarschijnlijk aan de onderkant van dit interval liggen. Dit is slechts 40% van de gestelde MVP van 1000 dieren. Op het moment betekenen de lage aantallen Antillenleguanen op het eiland en de trend om te gaan leven in door mensen bewoonde gebieden, dat zij een verhoogd sterfterisico hebben (Debrot en Boman, 2013). De belangrijkste oorzaken zijn mens-gerelateerd zoals het verkeer, honden en het vast raken in omheining. Dit alles betekent dat de Antillenleguaan ernstig bedreigd is op St. Eustatius. Daarnaast toont recent genetisch onderzoek aan dat de dieren lijden aan een gebrek aan genetische diversiteit (van den Burg, 2016). Een nieuwe populatieschatting is momenteel onderweg (T. van Wagenveld, pers. comm.).

Beoordeling habitat: gunstig

In de oorspronkelijke pre-koloniale tijd was het habitat voor de Antillenleguaan waarschijnlijk geschikter dan nu. De soort is echter zeer flexibel qua habitatgebruik en waarschijnlijk is er nog voldoende geschikt habitatooppervlak voor een MVP van 1000 dieren (Debrot en Boman, 2013). Debrot et al. (2014) denken wel dat het gebrek aan geschikt nesthabitat (kaal zand) misschien een reden is waarom Antillenleguanen minder veel voorkomen in bepaalde delen van het eiland.

Beoordeling toekomstperspectief: zeer ongunstig

Indien de Groene Leguaan en hybride dieren niet volledig worden uitgeroeid, zal het voortbestaan van de Antillenleguaan in het wild op St. Eustatius niet mogelijk zijn. Ook het gebrek aan genetische diversiteit (van den Burg, 2016) en de fragmentatie van habitat (Puijk, 2015) is zorgwekkend.

Aspect Antillenleguaan	2017
Verspreiding	Matig ongunstig
Populatie	Zeer ongunstig
Habitat	Gunstig
Toekomstperspectief	Zeer ongunstig
Beoordeling Landelijke Svl	Zeer ongunstig

3.3.6 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstellingen

Lange termijn doelen

Uitbreiding omvang en verbetering van de kwaliteit van het leefgebied ten behoeve van een uitbreiding van de populatie tot tenminste 1000 dieren.

Korte termijn doelen

Belangrijkste korte termijn doelen zijn:

- Eiland-brede uitroeiing van alle Groene Leguanen en hybriden
- Beginnen aan het kweken in gevangenschap
- Actieve interventies om het hoge niveau van door mensen veroorzaakte sterfte te verminderen.

3.3.7 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Iguana delicatissima staat op het punt van uitsterven in de regio en wordt op St. Eustatius ernstig bedreigd in zijn voortbestaan. De kernbedreigingen voor deze soort kunnen zoals weergegeven in onderstaande tabel worden samengevat (Debrot en Boman, 2013).

Kernbedreigingen		Management implicaties
Hybridisatie met de invasieve Groene Leguaan:	De aanwezigheid van de groene leguaan vormt de grootste bedreiging voor deze soort.	<ul style="list-style-type: none"> • Uitroeiing van de Groene Leguaan op St. Eustatius. • Opzetten van een zuivere kweek
Habitatdegradatie:	Verwijdering van boomvegetatie maakt het habitat ongeschikt. Overwoekering door corralita kan de geschiktheid van nestlocaties schaden.	<ul style="list-style-type: none"> • Verwijdering van vee, vooral in beschermde gebieden. • Herbebossing van rurale en urbane gebieden met inheemse bomen en struiken. • Het creëren en aanleggen van nestlocaties.
Habitatfragmentatie		<ul style="list-style-type: none"> • Handhaven en beheren van de ecologische corridor onderlangs het vliegveld.
Niet opzettelijke anthropogene doodsoorzaken:	De grootste bronnen van de mortaliteit zijn het verkeer, ongelijnde honden en verstrikking in afrastering.	<ul style="list-style-type: none"> • Bewustwording. • Aanplant van geschikte schuilmogelijkheden in tuinen. • Beperking van de bewegingsruimte van huisdieren. • Gebruik van leguaanveilige afrasteringsmateriaal.
Stroperij:	Het vangen en doden van de soort voor consumptie.	<ul style="list-style-type: none"> • Wetshandhaving. • Bewustwording.

3.3.8 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Op dit moment is de kwaliteit van de beschikbare data voldoende om met zekerheid te kunnen stellen dat de soort in ernstig gevaar verkeert op St. Eustatius, maar onvoldoende voor een exacte populatiebepaling.

Bronnen

- Breuil, M., 2002. Histoire naturelle des amphibiens et reptiles terrestres de l'Archipel Guadeloupéen. Guadeloupe, Saint-Martin, Saint-Barthélemy. Patrimoines Naturels 54: 1–339.
- Breuil, M., Day, M. and C. Knapp, C. 2010. *Iguana delicatissima*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T10800A3217854.. Downloaded on 24 March 2017.
- Burg, M. P. van den, 2016. St. Eustatius' iguana population: pure *Iguana delicatissima*, but extremely low levels of genetic diversity. Dissertation thesis, University of Amsterdam.
- Debrot, A. O. and E. Boman, 2014. *Iguana delicatissima* (Lesser Antillean Iguana) Mortality. Herpetological Review 45 (1): 129.
- Debrot, A. O., Boman, E., Piontek, S. and H. Madden, 2014. *Iguana delicatissima* (Lesser Antillean Iguana) Reproduction. Herpetological Review 45 (1): 129-130.
- Debrot, A.O., Boman, E.B. and H. Madden, 2013. The Lesser Antillean Iguana on St. Eustatius: a 2012 population status update and causes for concern Reptiles & Amphibians (IRCS) 20: 44-52.
- Debrot, A. O. and E. Boman, 2013. The Lesser Antillean Iguana on St. Eustatius: 2012 status update and review of limiting factors. IMARES Report C166/12, 45 pp.
- Fogarty, S.P., Zero, V.H. and R. Powell, 2004. Revisiting St. Eustatius: Estimating the population size of Lesser Antillean Iguanas, *Iguana delicatissima*. Iguana 11:139–146.
- Freitas, J.A., de, A.C. Rojer, B.S.J. Nijhof and A.O. Debrot, 2014. A landscape ecological vegetation map of Sint Eustatius (Lesser Antilles). Royal Netherlands Academy of Science, Amsterdam. 66 pp.
- Knapp, C.R., 2007. Ecology and conservation of the Lesser Antillean Iguana (*Iguana delicatissima*). Iguana 14:223–225.

-
- Knapp, C.R. and C. Perez-Heydrich, 2012. Using non-conspicuous metrics to examine selected impacts of disturbance on a long-lived reptile. *Endangered Species Research* 17: 193–200.
- Knapp, C. R., Breuil, M., Rodrigues, C. and Iverson, J. B., 2014. Lesser Antillean Iguana, *Iguana delicatissima*: Conservation Action Plan, 2014–2016. IUCN SSC Iguana Specialist Group, Gland, Switzerland.
- Legouez, C., 2007. Les iguanes des Petites Antilles: étude de la population de l'îlet Chancel (Martinique) et élaboration du plan de restauration. Rapport destage. 70 p.
- Ottburg, F.G.W.A. & C.A.M. van Swaay (red.), 2014. Gunstige referentiewaarden voor populatieomvang en verspreidingsgebied van soorten van bijlage II, IV en V van de Habitatrichtlijn. Wageningen, Wettelijke. Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 124. 269 blz.
- Pasachnik, S.A., Breuil, M. and R. Powell, 2006. *Iguana delicatissima*. *Cat. Amer. Amphib. Rept.* 811: 1-14.
- Puijk, Anouk, 2015. The analysis of ecological networks: habitat connectivity and population viability on Sint Eustatius. MSc Internship report Wageningen Environmental Research
- Reichling, S., 2000. The status of the Lesser Antillean Iguana on Sint Eustatius. *Iguana Times* (J. Intl. Iguana Soc.) 8(1): 3–6.
- Vuillaume, B., Valette, V., Lepais, O., Grandjean, F. and Breuil, M., 2015. Genetic Evidence of Hybridization between the Endangered Native Species *Iguana delicatissima* and the Invasive *Iguana iguana* (Reptilia, Iguanidae) in the Lesser Antilles: Management Implications. *PLoS ONE*. doi: 10.1371/journal.pone.0127575

3.4 Geelvleugelamazone

Door: Henkens, R.J.H.G., Williams, S.R. en L. Schmaltz

3.4.1 Internationale beschermingsstatus

De IUCN beoordeelt de status van *Amazona barbadensis* als vulnerable (Tabel 3.4.1), wat betekent dat er de komende 100 jaar een kans op uitsterven is van 10%.

Tabel 3.4.1 De IUCN Rode Lijst status van de geelvleugelamazone en zijn vermelding op andere internationale beschermingslijsten.

Naam				IUCN categorie	SPAW Annex	CMS Annex	CITES Appendix
Wetenschappelijk	Engels	Lokaal	Nederlands				
<i>Amazona barbadensis</i>	Yellow-shouldered Amazon	Lora	Geelvleugel-amazone	VU	2	-	I, II

3.4.2 Kenschets

Beschrijving

De Geelvleugelamazone (*Amazona barbadensis*), een papegaai, beter bekend als de Lora, is circa 33 tot 35 cm lang en weegt tussen de 270 en 320 gram. Het zijn gedrongen vogels met een stevige kop, afgeronde vleugels en een korte staart. Tijdens opwinding waaiëren ze de staart om de kleuren te laten zien. Het verenkleed is heldergroen en de vogel heeft een geel gezicht en kruin. De vleugels hebben gele schouders met rode en blauwe veren lager op de vleugel. De vogels worden meestal waargenomen in paren en ze kunnen van een afstand worden geïdentificeerd aan hun snelle vleugelslag. Er is geen zichtbaar verschil tussen vrouwtjes en mannetjes (bron: www.echobonaire.org).

Relatief belang binnen het Caribisch gebied: zeer groot

De Lora heeft een verspreidingsgebied van 11.000 km² met zeven populaties. Zes daarvan in het noorden van Venezuela en de eilanden Margarita en La Blanquilla, en één op Bonaire in Caribisch Nederland. De populatie op Bonaire is daarmee de enige buiten Venezuela, alhoewel er ook op Curaçao een populatie voorkomt van ontsnapte en vrijgelaten vogels met een Venezolaanse en Bonairiaanse oorsprong (Williams, 2012). De Arubaanse populatie is uitgestorven rond 1950 (Rojas-Suárez & Rodríguez, 2015).

De populatie op Bonaire groeit en telt momenteel circa 1085 vogels (Echo, 2015). De totale soortpopulatie telt circa 1700-5600 individuen (Birdlife International, 2017). De Bonairiaanse populatie heeft daarmee een omvang van circa 19-64% van de totale soortpopulatie. Omdat de Venezolaanse populatie waarschijnlijk afneemt als gevolg van intensieve stroperij (Rodrigues-Ferraro 2009), vormt de Bonairiaanse populatie een belangrijk bolwerk voor de instandhouding van de soort (Williams, 2012).

3.4.3 Ecologische kenmerken

Habitat

De Lora leeft in xerofytische vegetatie (aan extreem droge omstandigheden aangepaste vegetatie). Omdat veel van de droge bossen zijn verdwenen of gedegradeerd, komen ze nu ook vaker voor in marginaal habitat zoals door cactussen en doornachtige struiken gedomineerde vegetaties. Het nestelen vindt meestal plaats tussen mei en augustus in holtes van kliffen, bomen en soms in cactussen (Williams, 2009). De soort zoekt gezamenlijke slaapplekken op in hoge bomen, in groepen tot wel 700 vogels (Juniper & Parr, 1998).

Voedsel

De Lora eet bloemen, fruit, zaden, bast en bladeren van een grote verscheidenheid aan planten, zowel inheems (e.g., Pokhout *Lignum vitae*, West-Indische Kers en Mesquite boom) als niet-inheems (e.g., West-Indische Mahonie *Swietenia mahagoni*, Kenepa en *Leucaena*). Het is een opportunistische soort met een zekere voorkeur voor fruit zoals aangeplante mango's en inheemse kalebas (in Williams, 2012).

Verstoring

De Lora is niet bijzonder gevoelig voor verstoring. Door de jaren heen heeft NGO Echo probleemloos honderden nestcontroles uitgevoerd.

De soort heeft een voorkeur voor gezamenlijke slaappleaatsen in rurale gebieden. Gedurende droge perioden, wanneer er minder voedsel beschikbaar is in het wild, trekken de vogels naar gezamenlijke slaappleaatsen in stedelijk gebied en foerageren dan in tuinen en op plantages (Williams, 2009), wat de algemeen negatieve houding van de eilandbewoners voor de vogels verklaart.

Minimum grootte duurzame populatie

De MVP voor de Lora is niet duidelijk. De Bonairiaanse populatie is niet gefragmenteerd, maar leeft geïsoleerd van de Venezolaanse populaties (pers. comm. NGO Echo). Verboom et al. (2001) beschouwen 120 broedparen als een MVP voor geïsoleerde, langlevende, grote soorten en 200 broedparen voor middellang levende en middelgrote soorten. De MVP voor de Lora wordt daarom gesteld op 120-200 broedparen.

3.4.4 Huidige verspreiding

De Lora kan overal op Bonaire worden aangetroffen, vooral in volgroeide vegetaties. Echter, de in het zuiden gelegen winderige wetlandgebieden vormen nauwelijks habitat voor de vogels (Williams, 2009). Ook de vegetatie op het eilandje Klein Bonaire is momenteel nog onvoldoende volgroeid als leefgebied voor de vogels (Fig 3.4.1, links). De nest- en slaappleaatsen worden aangetroffen in de noordelijke helft van Bonaire (Fig 3.4.1, rechts).

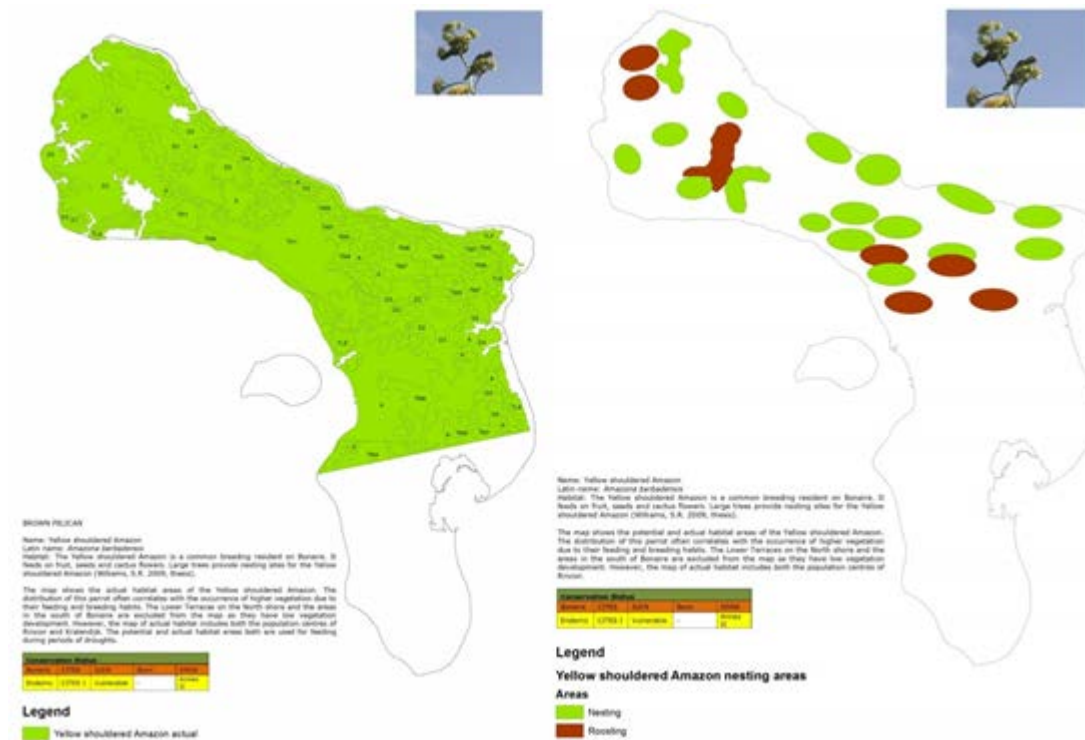


Fig. 3.4.1 – Actueel habitat van de Lora, ofwel Geelvlugelamazone, (links) en nest- en slaappleaatsen (rechts) op Bonaire (Smith et al., 2011).

3.4.5 Beoordeling landelijke Svl

Trends

Fig. 3.4.2 toont de trendlijn van het aantal Lora's geteld in hun slaappleatsen.

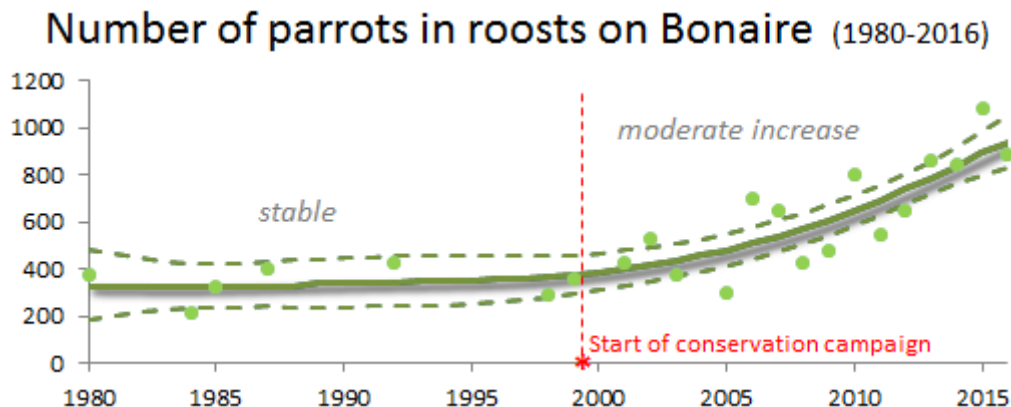


Fig. 3.4.2 – Trend in het aantal Lora's ofwel Geelvleugelamazones in slaappleatsen op Bonaire tussen 1980-2016 (bron: www.dcbd.nl).

Recente ontwikkelingen

Vanaf circa begin deze eeuw, nadat een beschermingscampagne is gestart, zijn de aantallen geleidelijk toegenomen. Slaappleatstellingen worden op jaarlijkse basis uitgevoerd (Fig 3.2.2), met een hoogste aantal van 1085 individuen in 2015.

Beoordeling verspreiding: matig ongunstig

De geïsoleerde populatie is volledig afhankelijk van het beschikbare habitat op Bonaire. Het voorkomen van de soort hangt af van de volgroeidheid van het habitat (Williams, 2009). De meeste vogels worden aangetroffen in gebieden waar de grootte en bedekkingsgraad van de bomen het grootst is. Het historische verlies van volgroeid habitat heeft een grote negatieve impact gehad op het voorkomen van de soort op Bonaire. Momenteel leidt NGO Echo een herbebossingsprogramma op Bonaire gesubsidieerd door de Natuurgelden van de Rijksoverheid.

Beoordeling populatiegrootte: zeer ongunstig

De populatie groeit, maar het aantal broedende vogels (de effectieve populatiegrootte) blijft relatief laag. Het vermogen om van bedreigingen te kunnen herstellen blijft daardoor problematisch (Williams, 2009). Williams (2012) beschouwt 80% van de populatie als niet-broedend vanwege een combinatie van hun hoge ouderdom in combinatie met gebrek aan geschikte broed habitat. Dit betekent dat het aantal broedparen, ondanks het hoge aantal getelde vogels (Echo, 2015), mogelijk nog steeds onder de MVP van 120 tot 200 vogels ligt.

Beoordeling habitat: zeer ongunstig

Habitatverlies, vooral als gevolg van verstedelijking, is substantieel. Veel van het resterende habitat binnen en buiten het verstedelijkte gebied is gedegradeerd, met name vanwege overbegrazing door loslopende geiten, ezels en varkens. Dit gedegreerde habitat heeft na herstel in potentie een grote ecologische waarde voor de soort. NGO Echo heeft onder andere vier omheinde gebieden van één-hectare herbebost (zie ook paragraaf 3.2, plantensoorten). Gedurende het regenseizoen van 2016-2017 zijn 3000 bomen geplant in drie van deze gebieden. Eerder is al 3 hectare hersteld bij Echo's Centrum in Dos Pos alwaar 500 bomen zijn geplant (pers. mede. Lauren Schmaltz, NGO Echo). In 2006 en 2007 is herbebossing van het Washington-Slagbaai Nationaal Park gestart met de succesvolle herintroductie van zeldzame inheemse en droogteresistente bes- en fruitdragende boomsoorten. Geiten zijn sinds begin jaren 80 verwijderd van Klein Bonaire (687 ha) en een herbebossingsproject is hier uitgevoerd in de periode 2006-2009 waardoor de fauna weer begint terug te komen (Debrot, 2013). Klein Bonaire biedt potentieel habitat voor de soort (Fig 3.4.3), maar het duurt nog jaren voordat de vegetatie voldoende volgroeid is voor Lora's.

Naast dat er onvoldoende nestgelegenheden zijn, is er ook competitie met zogenaamde African “killer” bees. Bijennesten worden door NGO Echo verwijderd en kunstmatige nestkasten worden opgehangen voor de vogels (Williams 2012).

De herbebossingsprogramma's met inheemse plantensoorten in rurale en urbane gebieden zijn hoopgevend, maar deze dienen te worden uitgebreid en de illegale begrazing moet worden teruggedrongen. Vooralnog wordt het habitat beoordeeld als zeer ongunstig.

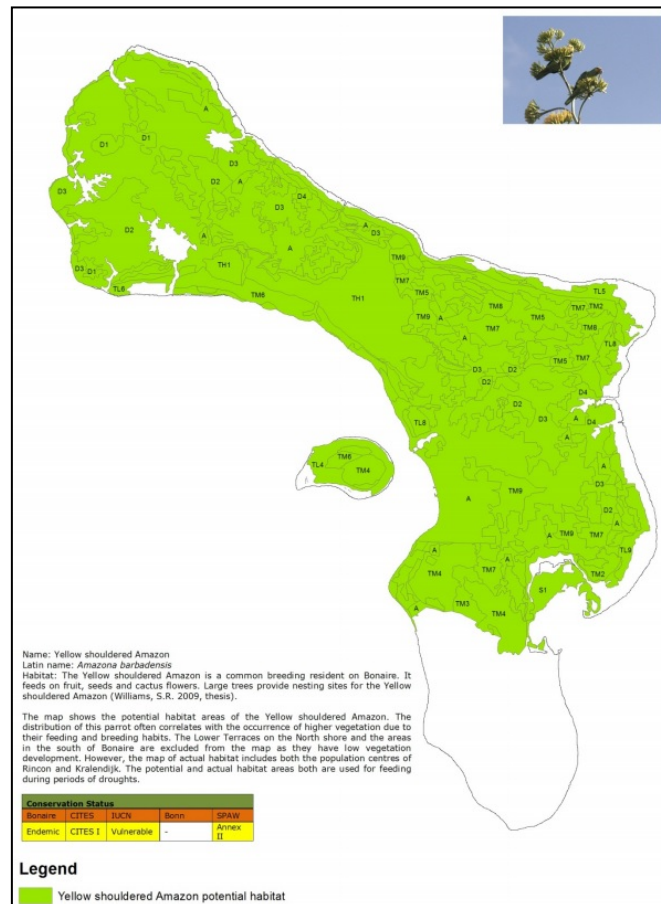


Fig. 3.4.3 – Potentieel habitat voor de Lora ofwel Geelvleugelamazone op Bonaire (Smith et al., 2011).

Beoordeling toekomstperspectief: matig ongunstig

Het Bonaire “Eiland Master Plan” (van Werven et al. 2010) beoogt een bevolkingsgroei van 15.000 naar 25.000 in 10 jaar tijd. Dit zal het beschikbare habitat in het rurale gebied verder doen afnemen, alhoewel de belangrijkste leefgebieden beschermd zijn middels het zoneringsplan. Dit plan wordt elke vijf jaar herzien, waardoor een langdurige bescherming niet gegarandeerd is.

Het is niet goed mogelijk om aan te geven welke invloed klimaatverandering zal hebben op het landhabitat van Bonaire. Veranderingen richting een heter en droger klimaat, net als toenemende frequentie en duur van extreme weersomstandigheden, zullen waarschijnlijk leiden tot een afname van de populatie. Aanzienlijke mortaliteit van de Lora is eerder al waargenomen gedurende droogteperiodes (Voous 1983). Dergelijke (klimaat)veranderingen, vormen een sterke bedreiging van de levensvatbaarheid van de Lora-populatie, vanwege de geringe grootte van de broedpopulatie. De effecten van klimaatverandering worden mogelijk gecompenseerd met de herbebossingsprogramma's gekoppeld aan de verwijdering van niet-inheemse herbivoren (Williams, 2012). Al met al wordt het toekomstperspectief als matig ongunstig beschouwd.

Aspect Geelvleugelamazone (Lora)	2017
Verspreiding	Matig ongunstig
Populatie	Zeer ongunstig
Habitat	Zeer ongunstig
Toekomst perspectief	Matig ongunstig
Beoordeling Landelijke SvI	Zeer ongunstig

3.4.6 Aanbeveling landelijke instandhoudingsdoelstelling

Landelijke instandhoudingsdoelstelling

Uitbreiding van het oppervlak en verbetering van de kwaliteit van het leefgebied (habitat), zodat het eiland en ecologische draagkracht heeft voor een MVP van tenminste 200 broedparen.

Het soortbeschermingsplan (Williams, 2012) beschrijft een lange lijst van maatregelen gericht op het bereiken van een gunstige SvI, waaronder bewustwording, wetshandhaving en herintroductie in het oorspronkelijke verspreidingsgebied van Aruba. Belangrijkste doel echter betreft het herstel van habitat door herbebossing van rurale gebieden en het planten van inheemse vegetatie in urbane gebieden evenals de verwijdering van vrij-levende niet-inheemse grazers.

3.4.7 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Amazona barbadensis heeft op het punt van uitsterven gestaan op Bonaire, vooral als gevolg van de kernbedreigingen zoals weergegeven in onderstaande tabel (Williams, 2012).

Kernbedreigingen		Management implicaties
Stroperij:	Het leeghalen van nesten voor de illegale vogelhandel en de daarmee gepaard gaande vernieling van nesthabitat.	<ul style="list-style-type: none"> • Wetshandhaving • Participatie lokale bevolking • Rehabilitatie van in beslag genomen vogels bij NGO Echo en mogelijke vrijlating in het wild.
Predatie:	Predatie van nesten door ratten en katten.	<ul style="list-style-type: none"> • Management van invasieve soorten bij nest gebieden.
Habitatdegradatie:	Overbegrazing van habitat door geiten en ezels leidt tot voedseltekort en een tekort aan nestmogelijkheden.	<ul style="list-style-type: none"> • Verwijdering van vee, vooral in beschermde gebieden. • Herbebossing van rurale en urbane gebieden met inheemse bomen en struiken.
Verstedelijking:	Het verlies aan broedgebieden als gevolg van verstedelijking.	<ul style="list-style-type: none"> • Ophangen van nestkasten.

2.2.9 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

De Geelvleugelamazone of Lora is een van de best bestudeerde soorten van Caribisch Nederland vanwege de activiteiten van NGO Echo.

Bronnen

BirdLife International, 2017. Species factsheet: *Amazona barbadensis*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 27/02/2017. Recommended citation for factsheets for more than one species: BirdLife International (2017) IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 27/02/2017.

Debrot, Dolfi, 2013. Reforestation Initiatives on Klein Bonaire and Klein Curaçao. Bionews 07. P6-7.
Echo, 2015. Time Line Report.

-
- Juniper, T. and M. Parr, 1998. Parrots: a guide to the parrots of the world. Pica Press, Robertsbridge, UK.
- Rodrigues-Ferraro, A., 2009. Who's who and how do we know, Genetics and Conservation, Psittascene 21:3.
- Rojas-Suárez, F. and J. P. Rodríguez, 2015. *Cotorra cabeciamarilla*, *Amazona barbadensis*. In: J. P. Rodríguez, A. García-Rawlins and F. Rojas-Suárez (eds), Libro Rojo de la Fauna Venezolana. Cuarta edición, Provita y Fundación Empresas Polar, Caracas, Venezuela.
- Smith, Sarah R., Davaasuren, Narangerel, Debrot, Adolphe O., Simal, Fernando and John A. De Freitas, 2011. Preliminary inventory of key terrestrial nature values of Bonaire. Imares Wageningen UR. Report number C003/12. 88p.
- Verboom, J., Foppen, R., Chardon, P., Opdam, P., Luttikhuisen, P., 2001. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. Biol Conserv 100: 89–101.
- Voous, K. H., 1983. Birds of the Netherlands Antilles, Walburg Press.
- Werven, G., van, C.J. Jepma, W. Bakker. 2010. Masterplan strategische ontwikkeling Bonaire 2010-2025. Van Werven - economische ontwikkeling, Laan Corpus den Hoorn 300, 9728 JT Groningen. 70 pp.
- Williams, S.R., 2009. Factors affecting the life history, abundance and distribution of the yellow-shouldered Amazon parrot (*Amazona barbadensis*) on Bonaire, Netherlands Antilles. Thesis.
- Williams, S.R., 2012. Species Management Plan: Yellow-shouldered Amazon Parrot, *Amazona barbadensis*, Dutch Caribbean.

3.5 Caribische flamingo

Door: Debrot, A.O., Slijkerman, D.M.E., Simal, F., Montanus, P., en F. van Slobbe

3.5.1 Internationale beschermingsstatus

Op Bonaire is de Caribische flamingo volledig beschermd krachtens de Eilandsverordening Natuurbeheer Bonaire (bijlage 2). De IUCN beoordeelt de status van de soort als "least concern" (LC) (Tabel 3.5.1),

Tabel 3.5.1 De status van de Caribische flamingo op de IUCN Rode Lijst en overige internationale beschermingslijsten.

Naam				IUCN categorie	SPAW Annex	CMS Annex	CITES Appendix
Wetenschappelijk	Engels	Lokaal	Nederlands				
<i>Phoenicopterus ruber</i>	Caribbean flamingo	Chogogo	Caribische Flamingo	LC	III	II	II

3.5.2 Kenschets

Beschrijving

De Caribische flamingo (*Phoenicopterus ruber*), is een grote vogel met een vleugelspan van 1,5 m, een hoogte van 1,2 m, en een gewicht van 2 tot 4 kg. De aanwezigheid van carotenoiden (pigmenten) in de algen en crustaceeën die zijn voedsel vormen, geven de flamingo zijn briljante kleuren. Het is een zeer sociale vogel en hij komt altijd in grote groepen voor. Meestal wordt een enkel ei gelegd in de kom van een modderhoop die door beide ouders wordt gebouwd. Het ei komt na ongeveer 30 dagen uit. Na een week verlaat het kuiken het nest en wordt het in grote crèches ondergebracht, bewaakt door enkele volwassen dieren.

Relatief belang binnen het Caribisch gebied: beperkt

De Caribische flamingo komt voor langs de noordkust van Zuid Amerika, van noordoost Brazilië tot Ecuador, het Caribisch gebied en Mexico. Het broeden vindt plaats in o.a. Yucatan Mexico, Cuba, Hispaniola, zuid Bahamas, Bonaire, noordoost Colombia, Venezuela en de Galapagos eilanden.

Historisch kwam de soort overal in tropisch Amerika voor maar hij werd nagenoeg uitgeroeid door bejaging (voor de veren). Sinds de invoering van beschermende maatregelen na de jaren 50 van de vorige eeuw is de soort in aantal sterk toegenomen. Van slechts 5000 op het eiland Inagua in de Bahamas in de jaren 50, naar nu meer dan 60 duizend (Bahamas National Trust, 2017). Voormalige broedlocaties worden ge-rekoloniseerd (e. Los Olivitos, Venezuela: Espinoza & Perozo, 2008) en nieuwe broedpogingen worden gedaan op nieuwe locaties (e.g. Margarita Island, Venezuela: IUCN, 2008). De huidige regionale populatie wordt geschat op 260.000-330.000 vogels en de toename van deze soort zowel in aantallen als broedlocaties zet zich voort (EOL, 2017). De terugkomst van de flamingo van de rand van uitsterven is een groot regionaal natuurbeschermingssucces.

De soort komt binnen Caribisch Nederland alleen voor op Bonaire en niet op Saba of St. Eustatius (Voous 1983, Madden et al. 2015) vanwege het daar ontbreken van geschikte voedselgebieden. Daarnaast komt hij in de laatste vijftien jaar ook in steeds grotere aantallen voor op Curaçao.

De broedkolonie van Bonaire is van oudsher belangrijk geweest voor de regio en is in het zuidelijk Caribisch gebied een van de grootste en best beschermde kolonies (Voous, 1983). Het is en blijft een stabiele factor in een gebied dat gekenmerkt wordt door sociaaleconomische onzekerheid, wisselend broedsucces en twijfelachtig beheer.

3.5.3 Ecologische kenmerken

Habitat

De soort houdt zich voornamelijk op in ondiep zoet, brak, zout, of hypersalien water, waar de vogels met hun speciaal gebouwde bek voedsel uit het water en/of modderige bodem weten te filteren. Het voedsel bestaat uit veel verschillende soorten dierlijk en plantaardig voedsel zoals kleine kreeftachtigen (crustaceeën), schelpdieren (mollusken), insecten, wormen en algen. De soort is geen trekvogel maar ook niet nauwgezet gebonden aan bepaalde specifieke locaties. Hij is namelijk sterk nomadisch en kan flexibel grote gebieden afzoeken naar voedsel of nestmogelijkheden (EOL, 2017).

Voedsel

Binnen Caribisch Nederland (i.e. Bonaire) zijn de gedocumenteerde voedselsoorten voor de Caribische Flamingo de (larven van en ook de volwassen pekelvlieg (*Ephydra*), de pekelkreeft (*Artemia sp.*) de zaden van *Ruppia maritima* en een aantal kleine slakjes (bv. *Cerithium*) (de Boer, 1979). Dit zijn typische soorten van hypersaline lagunes die op Bonaire veelvuldig voorkomen. Daarnaast komt de soort ook voor in zoetwaterpoelen waar er organisch rijke en met algen begroeide modder wordt gegeten of concentraties van zoet- en brakwatervissen. De Caribische flamingo is dus opportunistisch op zoek naar voedselconcentraties van zowel klein plantaardig als dierlijk voedsel. Er is zeer weinig bekend over de parameters die voedselbeschikbaarheid bepalen en zeer weinig over de ecologie van de belangrijke voedselsoorten. Volgens Rooth (1965) heeft een flamingo dagelijks ongeveer 270 g voedsel nodig (10% lichaamsgewicht). Dit komt overeen met ongeveer 32.000 pekelvlieg-pupae, 50.000 pekelvliegen, of 135.000 pekelkreeftjes per dag (Rooth, 1965).

Kristensen en Hulscher-Emeis (1972) hebben aangetoond dat een saliniteit van 130 ppt noodzakelijk is voordat de pekelkreeft *Artemia* een hoge dichtheid krijgt, omdat bij lagere saliniteiten kleine vissen (*Cyprinodon dearborni* en *Poecilia vandepolli*) de *Artemia* efficiënt opeten met als gevolg dat er onvoldoende overblijft voor de flamingo.

Verstoring

Het is ruimschoots aangetoond, zowel op Bonaire (Voous, 1983) als elders (IUCN, 2008) dat flamingo's extreem gevoelig zijn voor verstoring. De algehele toename van verstoring door de gestage groei van het toerisme en recreatie op Bonaire is een belangrijke factor, die niet beperkt is tot slechts de flamingo (Geelhoed et al., 2013) en die nauwlettend gecontroleerd dient te worden. Verstoring van nestelende flamingo's kan leiden tot verlaten van de nesten door de oudervogels met mortaliteit van eieren en kuikens tot gevolg (Bahamas National Trust, 2017; Voous, 1983). Voor Bonaire geldt verstoring dus als een ernstig potentieel gevaar in relatie tot het behoud van de populatie. Wandelaars met honden, een overvliegend vliegtuig of zelfs drone, kan al funest zijn voor een heel broedseizoen, of leiden tot het geheel verlaten van een nestgebied.

De bejaging van deze soort is binnen het Caribisch gebied drastisch afgenomen in de laatste decennia. Met enkele uitzonderingen (bv. Venezuela, Haiti) is bejaging dus niet langer een wijdverbreide vorm van bedreiging zoals dat vroeger wel het geval was. Aangezien de flamingo een nomadische soort is die dagelijks heen en weer vliegt naar Venezuela (de Boer, 1979), is de bejaging in Venezuela zeer relevant voor de populatie op Bonaire. Lokaal gezien, behoren vertrapping door ezels en consumptie door loslopende huisdieren zoals honden en verwilderde varkens, net zoals in de Bahamas (Bahamas National Trust, 2017), tot de reële bedreigingen aan eieren en jonge vogels (Geelhoed et al., 2013).

Minimum grootte duurzame populatie

Een minimaal aantal van 5000 broedparen (zoals in 2001-2002 waargenomen: Ligon, 2006) blijkt voldoende om een snel herstel in aantallen toe te staan. Als het aantal broedparen onder dit niveau zou dalen, dan wordt de toekomst van de soort op Bonaire mogelijk onzeker. In recente jaren is echter het voormalig gerapporteerde aantal broedparen (gemiddeld 10.000 broedparen, ofwel 20.000 dieren) nooit meer bereikt (Prins et al., 2009). Een MVP van ongeveer 5000 lijkt tegenwoordig wel het maximum dat mogelijk is.

3.5.4 Huidige verspreiding

De soort komt in alle salina's van het eiland voor (zie Fig. 3.5.1). De belangrijkste locaties zijn (in orde van afnemende belangrijkheid): a) Het Pekelmeer (inclusief het zoutwingebied van Cargill), b) het

Gotomeer, c) De Slagbaai, d) salina Mathijs en e) het Lac-baai. Salina Slagbaai, het Goto meer en Lac-baai zijn ook beschermd onder het Ramsar verdrag.

3.5.5 Beoordeling landelijke Svl

Trends

Slijkerman et al. (2013) hebben trends bekeken in de gemiddelde jaartellingen van flamingo's in de verschillende salina's van Bonaire vanaf de jaren 70. Sommige salina's vertonen een opwaartse trend in aantallen, terwijl andere gebieden neerwaartse trends vertonen (Fig. 3.5.1). Er is echter vanwege gebrek aan capaciteit en middelen helaas nimmer monitoringdata verzameld die helderheid kan geven over de mogelijke achterliggende oorzaken voor deze trends. De recente aantallen broedparen worden langzaam lager dan gerapporteerd in de jaren 80 (Prins et al., 2009) en lager dan de <5000 gerapporteerd voor begin jaren 2000 (Ligon, 2006). Het is niet duidelijk wat er precies aan de hand is.

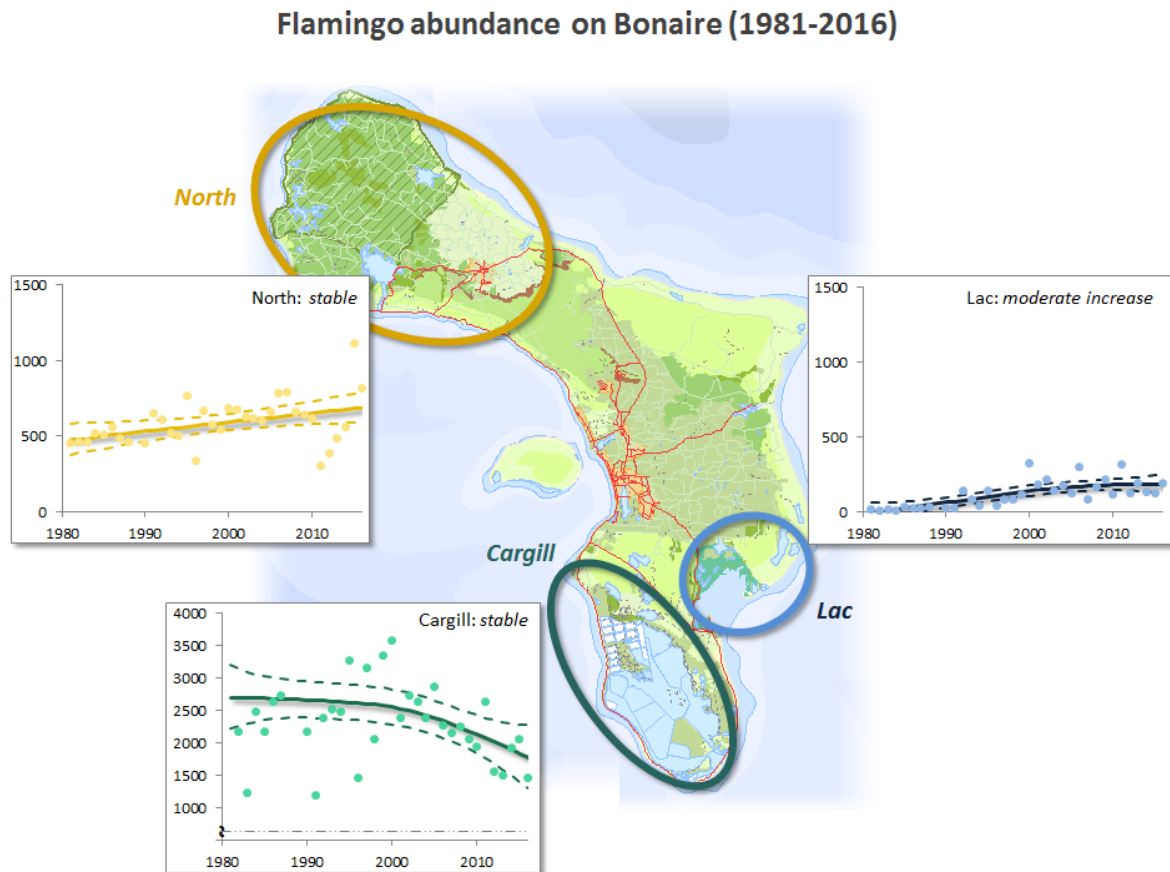


Fig. 3.5.1 – Flamingo-tellingen in salina-clusters. Per cluster zijn de tellingen per jaar aangegeven. De doorgetrokken trendlijn wordt begeleid door de gestippelde standaarddeviatie-lijnen. Per cluster is aangegeven hoe de trendgrafiek moet worden geïnterpreteerd: 'stabiel', danwel 'stijgend' (bron: www.dcbd.nl).

Na een grote brand bij het olie-op- en overslagbedrijf 'Bopec' vlak naast het Gotomeer op Bonaire in 2010 verlieten de gemiddeld 400 foeragerende flamingo's het Gotomeer en waren zij pas na 2013 teruggekeerd (Fig. 3.5.2). Sinds 2014 worden echter weer aantallen als vóór 2010 waargenomen. Slijkerman et al. (2013) constateerden een graduele afname van ongeveer 1000 vogels over de afgelopen 20 jaar in het gebied van Cargill (Fig. 3.5.2). Ook dit zou vele oorzaken kunnen hebben en hoeft niet te duiden op enig probleem binnen het Cargill gebied (Slijkerman pers. comm.).

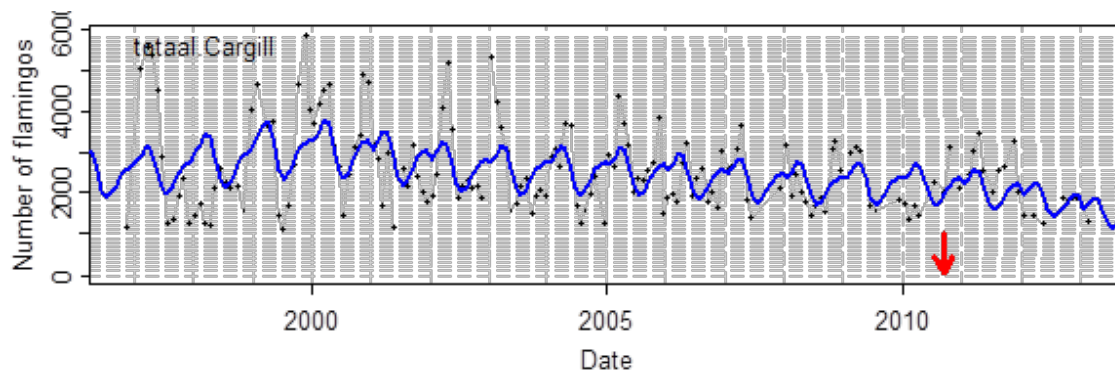


Fig. 3.5.2 – Flamingo-tellingen in het Cargill-gebied vanaf 1996 laten een langzame gestage daling zien (Slijkerman et al., 2013).

Recente ontwikkelingen

- Vanwege de acute economische en politieke crisis in Venezuela en heersende voedseltekorten zijn er inmiddels vele betrouwbare berichten dat flamingo's (en andere bedreigde soorten) daar nu gedood worden voor hun vlees. Het is echter onbekend op welke schaal dit plaatsvindt en hoe lang dit zal blijven gebeuren. Daar de nestpopulatie van Bonaire tijdens het nestseizoen afhankelijk is van foerageergebieden in Venezuela, kan dit grote gevolgen gaan hebben op het broedsucces en mogelijk zelfs op de populatiegrootte. Dit is een mogelijke ontwikkeling die in de gaten gehouden moet worden door samenwerking met Venezolaanse partners;
- Recent zijn de Flamingo's van Bonaire, in tegenstelling tot in het verleden, in significante aantallen (permanent ~300 dieren eilandwijd, Debrot, ongep. data) gebruik gaan maken van saliña's van Curaçao als foerageergebied (Prins et al., 2009);
- Herstel van voedseldichtheden binnen het Gotomeer waardoor flamingo's opnieuw deze saliña gebruiken als foerageergebied. De flamingo's hadden het Gotomeer voor een aantal jaren verlaten als gevolg van de massale oliebrand bij olie-overslagbedrijf Bopec in september 2010. Hierbij kwamen poly-aromatische koolwaterstoffen (PAKs) en geperfluoreerde koolwaterstoffen in de saliña terecht, waaronder het schadelijke perfluoro-octaansulfonaat (PFOS) dat gebruikt werd bij de bestrijding van de brand (Slijkerman et al., 2013). De vraag is echter wat de gevolgen zijn op de foeragerende flamingo aangezien de vervuiling nog steeds in het milieu aanwezig is (Slijkerman pers. comm. en De Vries et al., 2017);
- Het broedseizoen is langzaam dusdanig verlengd dat de dieren langer lijken door te broeden (Eric Newton, pers. comm.);
- Er zijn vanaf 2015 hernieuwde broedactiviteiten (van meer dan 50 nestparen) waargenomen in het Gotomeer (P. Bertuol en Caren Eckrich, pers. comm.).

Beoordeling verspreiding: gunstig

Alle belangrijke nest- en foerageergebieden zoals aanbevolen als IBA (Important Bird Area) (Wells en Debrot, 2008) vormen deel van het eilandelijk netwerk aan beschermde gebieden. Geelhoed et al. (2013) geven een uitgebreide evaluatie en beschrijving van al deze gebieden. De soort broedt elk jaar in het Flamingoreservaat in het Cargill gebied in het zuiden van Bonaire maar broedt onregelmatig in het Gotomeer (Prins et al, 2009). Ook regionaal is het gunstig gesteld met de verspreiding van deze soort (Birdlife International, 2016).

Beoordeling populatiegrootte: zeer ongunstig

Er zijn vanaf de jaren 70 uitgebreide tellingen beschikbaar voor alle belangrijke habitatgebieden. (Geelhoed et al. 2013). In de jaren 80 werden aantallen broedparen genoteerd van ca. 10.000 (Prins et al., 2009). Na het droge regenseizoen van 2001-2002 liep het aantal broedparen terug tot slechts 5000 (volgens Ligon, 2006). Momenteel zijn er het gehele jaar door ongeveer 3000 dieren op het eiland te vinden, wat overeenkomt met 1500 broedparen, wat ver onder de gewenste MVP van 5000 ligt. In februari 2017 waren er meer dan 5000 volwassen dieren in de broedkolonie aanwezig (F. Simal. unpubl. data). Het is niet duidelijk waar deze fluctuaties aan liggen. Is er sprake van een werkelijke daling, een tijdelijke verschuiving van vogels naar gebieden buiten Bonaire, wordt er anders geteld, zijn de oude schattingen accuraat of niet, of schort er iets in kwaliteit aan de beschikbare

tellingen? Het is mogelijk dat recente tellingen het aantal broedparen onderschatten. Dit benadrukt de noodzaak om de methodiek voor tellingen te standaardiseren (F. Simal, pers. comm.).

Beoordeling habitat: ongunstig

Volgens Rooth (1975, 1976) en de Boer (1979) nam het beschikbare foerageerhabitat op Bonaire (voornamelijk door de ontwikkeling van de zoutproductie in het zuiden van Bonaire) ongeveer met de helft of meer af tussen 1965 en 1979. Tegenwoordig zijn alle belangrijke nest- en foerageergebieden, zoals aanbevolen als IBA (Important Bird Area) (Wells en Debrot, 2008), deel van het eilandelijk netwerk natuurgebieden die wettelijke bescherming zouden moeten krijgen.

Over het algemeen lijkt de kwaliteit van het habitat op Bonaire te kenmerken als goed in de zin dat flamingo's het habitat gebruiken en de gebieden grotendeels of geheel onverstoorde zijn (Geelhoed et al., 2013). Er is echter weinig bekend over het verband tussen de abiotische habitatsparameters en voedselproductie voor de flamingo en derhalve ook niets over de werkelijke ecologisch draagcapaciteit van het eiland. Nadat het Gotomeer ernstig vervuild werd na een grote brand bij de olieopslag van Bopec in 2010 en alle voedseldieren afstierven, vertrokken de flamingo's uit dat gebied. Inmiddels zijn ze weer in hoge aantallen terug ondanks dat de vervuiling nog steeds in het milieu aanwezig is (2015), maar kennelijk met minder effect op de voedseldieren. De effecten hiervan op de flamingo's zijn vooralsnog onduidelijk (pers. comm. Slijkerman, De Vries et al., 2017). Er is ook nagenoeg niets feitelijk of kwantitatief bekend over de betreffende habitats, de daar voorkomende voedselsoorten en de voedsel生态学 van de betreffende gebieden.

Beoordeling toekomstperspectief: ongunstig

Op Bonaire en verder binnen de Caribische regio is het goed gesteld met de flamingo. De soort is in Venezuela laatste jaren sterk toegenomen. Men mag daarmee verwachten dat die populaties zich uitbreiden naar andere gebieden in bijvoorbeeld Curaçao, en Colombia. Het probleem voor de nestpopulatie van Bonaire is de grote onzekerheid over het beheer van hun foerageergebieden in Venezuela waar bijvoorbeeld de plannen om het gebied rond de Cuare lagune, Chichiriviche, toeristisch groots te ontwikkelen, (met de aanleg van een luchthave en meer dan 100 hotels) blijven spelen. Vanwege het grote aantal broedende vogels en het tekort aan foerageergebieden op Bonaire, vliegen de nestelende vogels dagelijks naar Venezuela (Cuare) om voedsel te halen (de Boer, 1979; Rooth, 1965). Hierdoor zijn ze kwetsbaar geworden voor mogelijke toekomstige ontwikkeling en de jacht (op basis van vele betrouwbare meldingen) op deze en andere bedreigde soorten vanwege de heersende ernstige voedseltekorten en de politiek chaos in het land.

Oordeel: zeer ongunstig

Caribische flamingo	2017
Verspreiding	Gunstig
Populatiegrootte	Zeer ongunstig
Habitat	Matig ongunstig
Toekomstperspectief	Matig ongunstig
Beoordeling Landelijke Svl	Zeer ongunstig

3.5.6 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstelling

Lange termijn doelstelling

Behoud van de huidige situatie met doorgaans een residente populatie van ongeveer 3000 volwassen vogels en tijdens het broedseizoen 1500 broedparen. Dit is minder dan de 10.000 broedparen zoals tijdens de jaren 80 (Prins et al., 2009) die mogelijk het resultaat waren van een (abnormale sic.) reeks van zeer succesvolle broedjaren (Voous, 1983). Er wordt van uitgegaan dat andere landen met hun broedgebieden bijdragen aan de vereiste MVP van 5000 broedparen voor het Caribisch gebied.

Korte termijn doelstelling (5 jaar)

- Goto dusdanig vrijhouden van verstoring dat deze lagune een vaste broedlocatie wordt in plaats van een incidentele (Prins et al., 2009).
- Samenwerking zoeken met Venezuela om de veiligheid van de vogels in de foerageergebieden te verbeteren.
- Samenwerking zoeken met Curaçao om ook daar een betere bescherming te bewerkstelligen en om het verband tussen de eilanden-populaties te onderzoeken.
- Wettelijke bescherming van de broed-, rust- en foerageergebieden van de flamingo, inclusief beheerplannen voor die gebieden.

3.5.7 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

De Caribische flamingo heeft regionaal op het punt van uitsterven gestaan, vooral als gevolg van de jacht (Birdlife International 2016). Tegenwoordig zijn de kernbedreigingen zoals weergegeven in onderstaande tabel.

Kernbedreigingen		Management implicaties
Habitatverlies:	Het dichtslibben van salinagebieden met verlanding als gevolg en voedseltekort en verminderde draagkracht.	<ul style="list-style-type: none">• Tegengaan van erosie door verwijdering van loslopend vee• Herstel van waterdiepte in belangrijke voedselgebieden door terugwinning van geërodeerde teelaarde• Zonering en bescherming van belangrijke watervanggebieden• Regionale internationale samenwerking vooral met Venezuela.
Verstoring:	Verstoring door mensen en machines kan dodelijk zijn vooral tijdens het broedseizoen	<ul style="list-style-type: none">• Zonering en instellen van reservaten• Wetshandhaving• Bewustwording
Habitatdegradatie:	Het habitat vormt het eindpunt van de afwatering van het achterland en verzamelt vervuiling en schadelijke stoffen.	<ul style="list-style-type: none">• Integraal watervangmanagement gelet op urbane en andere vervuillingsbronnen.
Predatie:	Varkens en honden vormen een bedreiging voor eieren en jonge vogels.	<ul style="list-style-type: none">• Management van invasieve soorten bij nest gebieden.

3.5.8 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

De lange termijn trends die suggereren dat de aantallen broedparen uit de jaren 80 ruim hoger waren dan nu zijn erg onzeker. De betrouwbaarheid van tellingen voor 1995 zijn minder groot.

Afgezien van maandelijks tellingen die een indicatie geven van populatie status, is er zeer weinig bekend over de lokale (voedsel)ecologie van de flamingo. De meest recente ecologische studies dateren uit de jaren 60 en 70 van de vorige eeuw (Rooth, 1965; de Boer, 1979). Dit maakt beheer gericht op verbeteren van de ecologische draagkracht onmogelijk.

Meer kennis over de factoren die voedselabundantie bepalen zou het beheer in staat kunnen stellen de voedselsituatie op Bonaire te verbeteren, waardoor de vogels minder afhankelijk zouden worden van de onzekere en inmiddels mogelijk zelfs gevaarlijke foerageergebieden in Venezuela.

- Onderzoek naar mogelijk sub-lethale toxicologische effecten dient echter ook te worden uitgevoerd, en maatregelen voor de achtergebleven vervuiling overwogen (pers comm. Slijkerman);

- Het huidige monitoren uitbreiden met ecologische parameters (e.g. saliniteit, waterdiepte, voedseldichtheden enz.), zodat de monitoring ook inzicht geeft in de parameters die bepalend zijn voor voedseldichtheid, en in de relatie tussen aantallen vogels en voedseldichtheid;
- Gerichte studies naar de ecologie van voedselsoorten en de voedsel­ecologie van de flamingo, niet alleen voor systeemkennis maar ook voor potentieel gebruik in management voor voedsel-optimalisatie.

Bronnen

- Bahams National Trust, 2017. West Indian Flamingo. <http://bnt.bs/wildlife/birds/west-indian-flamingo/>. Gedownload op 23 april 2017.
- BirdLife International, 2016. *Phoenicopterus ruber*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22729706A95020920. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22729706A95020920.en>. Downloaded on 23 April 2017.
- Boer, B.A. de, 1979. Flamingos on Bonaire and in Venezuela. Stinapa Doc. Ser. 3., Carmabi, Curaçao.
- de Vries, P., Slijkerman, D.M.E., Kwadijk, C.J.A.F., Kotterman, M.J.J., Posthuma, L., de Zwart, D., Murk, A.J., Foekema, E.M. (2017) The toxic exposure of flamingos to per- and Polyfluoroalkyl substances (PFAS) from firefighting foam applications in Bonaire. Marine Pollution Bulletin, Article in Press. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.07.017 (and referred as pers comm Slijkerman).
- EOL, 2017. *Phoenicopterus ruber*. American Flamingo. <http://eol.org/pages/913221/details>. Gedownload 23 april 2017.
- Espinoza, F. and H. Perozo, 2008. Caribbean Flamingo breeding at Olivitos Wildlife Refuge and Fishing Reserve, western Venezuela. Bulletin of the IUCN-SSC/Wetlands International FLAMINGO SPECIALIST GROUP -Flamingo 16, December 2008: 31-36.
- Geelhoed, S.C.V., Debrot, A.O., Ligon, J.C., Madden, H., Verdaat, J.P., Williams, S.R. and K. Wulf, 2013. Important Bird Areas in the Caribbean Netherlands. IMARES Report C054/ 13, 50 pp.
- IUCN, 2008. 2007- 2008 Flamingo Specialist Group Annual Report, Bulletin of the IUCN-SSC/Wetlands International FLAMINGO SPECIALIST GROUP -Flamingo 16; pp 2-13.
- Kristensen, I. and T. M. Hulscher-Emeis, 1972. Factors influencing Artemia populations in Antillean islands. Stud. Fauna Cur. Caribb. Isl. 39: 87-111.
- Madden, H., Hensen, R., Piontek, S., Verdaat, J.P., Geelhoed, S.C.V., Stapel, J. and A.O. Debrot, 2015. New bird records for the island of St. Eustatius, Dutch Caribbean, with notes on other significant sightings Journal of Caribbean Ornithology 28: 28-34.
- Ligon, J., 2006. Annotated checklist of birds of Bonaire. <http://www.bonairediveandadventure.com> Gedownload op 15 april 2008.
- Prins, T.G., Reuter, J.H., Debrot, A.O., Wattel, J. and V. Nijman, 2009. Checklist of the birds of Aruba, Curaçao, and Bonaire, South Caribbean. Ardea 97(2): 137-268.
- Rooth, J., 1965. The flamingos on Bonaire (Netherlands Antilles) Publ. Fnd. Sci. Res. Caribb. Region. 41.
- Rooth, J., 1975. Caribbean Flamingos in a man-made habitat. edit: Kear, J. and Duplaix-Hall, N. Flamingos: 75-79.
- Rooth, J., 1976. Ecological aspects of the Flamingos on Bonaire. STINAPA 11: 16-32. 151pp +appendices.
- Slijkerman, D.M.E., Vries, P. de, Kotterman, M.J.J., Cuperus, J., Kwadijk, C.J.A.F. and R. van Wijngaarden, 2013. Saliña Goto and reduced flamingo abundance since 2010. Ecological and ecotoxicological research. IMARES Rapport C211/13.
- Voous, K.H., 1983. Birds of the Netherlands Antilles. De Walburg Pers, Zutphen.
- Wells, J. and A.O. Debrot, 2008. Bonaire. Pp. 95-102. In: D. C. Wege and V. Anadon-Irizarry. Important Bird Areas in the Caribbean: key sites for conservation. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series 15).

3.6 Sterns

Door: Debrot, A.O. en P. Bertuol

3.6.1 Internationale beschermingsstatus

Volgens de classificatie van IUCN worden alle soorten sterns die binnen Caribisch Nederland bekend zijn te broeden gerekend tot de LC soorten: "Least Concern" (Tabel 3.6.1). Een "LC" soort is een soort die geëvalueerd is door IUCN en die niet in aanmerking komt voor een hogere beschermingsstatus. Hierdoor worden dergelijke soorten niet als wereldwijd bedreigde soorten beschouwd. Echter, voor de Caribische regio apart bekeken is het anders. Vanuit regionaal oogpunt wordt *S. dougalli* beschouwd als "Endangered", *S. hirundo* als "Critically Endangered", *S. antillarum* als "Vulnerable", *T. maximus* als "Endangered" en *T. sandvicensis eurygnatha* als "Vulnerable" (Schreiber, 2000; USFWS, 2010).

Tabel 3.6.1 Soorten sterns die zijn bevestigd voor Caribisch Nederland met een bedreigde status op de IUCN Rode Lijst.

Naam				IUCN categorie	SPAW Annex	CMS Annex	CITES Appendix
Wetenschappelijk	Algemeen	Lokaal	Nederlands				
<i>Sterna dougalli</i>	Roseate Tern	Bubi chiki	Dougalls Stern	LC	2	2	-
<i>Sterna hirundo</i>	Common Tern	Bubi chiki	Visdief	LC	-	-	-
<i>Sternula antillarum</i>	Least Tern	Meuchi	Amerikaanse Dwergstern	LC	2	-	-
<i>Thalasseus maximus</i>	Royal Tern	Bubi chiki	Koningsstern	LC	-	-	-
<i>Thalasseus s. eurygnatha</i>	Cayenne Tern	Bubi chiki	Amerikaanse Grote Stern	LC	-	-	-

3.6.2 Kenschets

Beschrijving

Sterns zijn middelgrote zeevogels, meestal met een grijs of wit verenkleed en vaak met een deels zwarte kop. Het zijn elegante vogels met een lange staart en lange vleugels. De meeste sterns jagen op vis door te duiken. Vaak bidden ze boven het wateroppervlak om hun prooi te lokaliseren. Sterns broeden in kolonies.

Dougalls Stern: het verenkleed van deze 38 cm lange vogel is wit. De vogel heeft een zwarte kruin, een lange V-vormige staart en oranje poten. In de zomer is de snavel zwart met een rode basis, terwijl deze in de winter donker is. In de zomer heeft de vogel een rossige buik met een blauwgrijze bovenzijde.

Visdief: de visdief bereikt een lichaamslengte tot ongeveer 35 centimeter. Het is een slanke vogel met een zwarte kopkap en een diep gevorkte staart. De snavel heeft een oranje-rode kleur met een zwarte punt, de poten zijn rood van kleur.

Amerikaanse Dwergstern: de Amerikaanse dwergstern is de kleinste stern (21 cm) van Noord-Amerika en is nauw verwant aan de Europese dwergstern. Het is een kleine stern, 21-25 cm lang. Hij heeft een zwarte kopkap, maar het voorhoofd is wit. De poten zijn geel en de snavel ook, maar met een zwarte punt. De staart is kort.

Koningsstern: de vogel is 42 tot 49 cm lang. De vogel heeft een lange en diepgevorkte staart die van boven wit is. De oranje snavel is fors en het hoofd een typische zwarte kap met kuifje.

Amerikaanse Grote Stern: deze grote stern heeft een zwarte kopkap en kuif en een geel-oranje en vaak gebogen snavel.

Relatief belang binnen het Caribisch gebied: groot

De benedenwindse eilanden van de Nederlandse Antillen, waaronder dus ook Bonaire, zijn van oudsher bekend als een regionaal belangrijk nestgebied voor minstens drie soorten sterns: de Visdief, de Amerikaanse Grote Stern en de Amerikaanse Dwergstern. De Koningsstern wordt beschouwd als regionaal bedreigd (Endangered) (Schreiber, 2000), alsook de Dougalls Stern (USFWS 2010) maar komen hier niet in grote aantallen voor.

Dougalls Stern: Deze soort komt wereldwijd voor en de wereldpopulatie wordt geraamd op ongeveer 100 duizend broedparen (Wetlands International, 2015). Het is niet bekend of de populatie toe- of afneemt maar op dit ogenblik zijn er geen aanwijzingen voor bezorgdheid over de soort. De Caribische subpopulatie blijkt een deel te vormen van een grotere metapopulatie (Bradley en Norton, 2009). Overall in de regio zijn de kolonies van deze soort nogal klein, aan het afnemen en/of hun historische broedgebieden aan het verlaten (Birdlife International, 2015). Bradley en Norton (2009) raamden de populatie van deze broedsoort in de Cariben op ongeveer 5.400 broedparen in 2007. Gezien de veelal incomplete en kwalitatieve aard van de gegevens voor de meeste locaties en de tendens van de soort om op relatief korte termijn van broedlocatie te wisselen, is er geen duidelijke indicatie dat de populatie is toe- of afgenomen in de afgelopen 30 jaar. Desondanks wordt de soort binnen de regio beschouwd als bedreigd (Endangered) op basis van het kleine totale aantal dieren (USFWS, 2010). De relatieve betekenis van Bonaire als broedlocatie binnen het Caribisch gebied is wegens gebrek aan data onbekend, maar is waarschijnlijk beperkt.

Visdief: De totale populatie van deze soort in het West-Atlantisch gebied bedraagt meer dan 200 duizend broedparen. De totale populatie van zowel Zuid- als Noord-Amerika samen bedraagt waarschijnlijk meer dan 32.000 broedparen. Goede bescherming in de V.S. in recente jaren heeft als resultaat dat het aantal broedkolonies fors is uitgebreid. De totale broedpopulatie voor de Cariben is ongeveer 960 broedparen (Lee & Mackin, 2009a). Dit is een klein aantal dieren en de Visdief is daarom regionaal gezien een prioritaire soort. Schreiber (2000) categoriseert de soort derhalve als kritisch bedreigd (Critically Endangered, CE) voor de Caribische regio. Binnen de regio hebben de ABC-eilanden (inclusief Bonaire) altijd een belangrijke rol gespeeld als broedgebied. Tegenwoordig gaat het echter om relatief weinig dieren. Volgens het laatste Ramsar-formulier gaat het om 60 dieren in Pekelmeer (tellingen 2007). Dat is 8,6% van de biogeografische populatie en daarmee voldoet het gebied aan de Ramsar-criteria (Criterium 6: 1% van de biogeografische populatie) voor een internationaal belangrijk gebied.

Amerikaanse Dwergstern: De totale populatie van deze soort op de Amerikaanse continenten is waarschijnlijk meer dan 32.000 paren eveneens omdat goede bescherming in de V.S. heeft geleid tot een toename van het aantal dieren. Voor het Caribisch gebied gaat het totaal om ongeveer 4-5 duizend broedparen (Lee & Mackin, 2008). Schreiber (2000) rekent de soort als kwetsbaar (Vulnerable, VU) in de Cariben. Veel plaatselijke broedpopulaties nemen af vanwege strandontwikkeling voor toeristische doeleinden en door recreatiedruk. De ABC-eilanden, waaronder ook Bonaire, hebben altijd al een belangrijke rol gespeeld als broedlocatie voor deze soort. In 2002 documenteerden Debrot et al. (2009) meer dan 790 broedparen op het eiland, waarvan 180 in het Cargill-gebied. Voor 2014, 2015 en 2016 documenteerde Stinapa respectievelijk 581, 519 en 245 broedparen bij Cargill. Het belang van het Cargillgebied lijkt toegenomen. Met 582 broedparen ofwel 1,1% van de biogeografische populatie voldoet het gebied aan het Ramsar criterium 6, om als internationaal belangrijk gebied worden bestempeld.

Koningsstern: Volgens Lee & Mackin (2009b) bedraagt de totale populatie voor het Noordwest-Atlantisch gebied ongeveer 70.000 broedparen (Kushlan, 2002). Hierdoor is deze soort dan ook niet bedreigd op globale schaal. Voor het Caribisch gebied wordt de broedpopulatie geschat op ongeveer 1680 broedparen. Voor het Caribisch gebied dient de soort daarom wel als bedreigd (Endangered, EN) te worden beschouwd volgens Schreiber (2000). De soort is op verschillende eilandjes van de Amerikaanse Maagden-eilanden uitgeroeid. De regionale rol van Bonaire als broedeiland is onbekend vanwege het ontbreken van gegevens maar zou groter zijn dan gedacht op basis van tellingen in 2014-2016 (Bertuol, pers. comm.).

Amerikaanse Grote Stern: Deze wordt aangetroffen vanaf Puerto Rico door het gehele zuidelijke deel van de Caribische zee en langs de kust van Zuid-Amerika tot aan Argentinië. Er zijn geen betrouwbare populatieschattingen voor de soort beschikbaar. De Caribische broedpopulatie wordt geschat op 5 a 6 duizend broedparen (Lee and Mackin, 2009c). Daarmee wordt de Amerikaanse Grote Stern beschouwd als kwetsbaar (Vulnerable, VU) in het Caribisch gebied (Schreiber, 2000). Binnen het gebied hebben de ABC-eilanden (en dan met name Bonaire) altijd een belangrijke rol gespeeld.

3.6.3 Ecologische kenmerken

Habitat

Sterns voeden zich met vissen die ze op zee vangen. Ze rusten en broeden op kale stukken grond zoals strand, onverharde wegen en tussen de rotsen.

Voedsel

Al deze sternsoorten voeden zich met kleine vissen en/of ander klein zwemmende prooi die aan de oppervlakte van het water te vinden is op open zeeën en/of in de kustgebieden van het eiland. Zeer weinig is bekend over de voedsel­ecologie van deze soorten in het Caribisch gebied.

Verstoring

Alle sterns zijn zeer gevoelig voor verstoring. Zij leggen hun ei(eren) op de grond op kale stukken strandhabitat. Als gevolg hiervan zijn de broedkolonies erg kwetsbaar voor recreatieve verstoring door strandgasten en wandelaars, maar ook voor predatoren, met name loslopende invasieve soorten zoals honden en zwervkatten.

Minimum grootte duurzame populatie

De waarden van de MVPs voor deze vijf broedende sternsoorten zijn onbekend. Op basis van populatiefluctuaties die zeer bekend zijn voor zeevogelpopulaties kan gesteld worden dat het getal van de door de IUCN gestelde vuistregel te laag moet zijn voor sterns. Daarom is de MVP gesteld op 5000 vogels per soort. De eilandelijke subpopulaties van deze ver vliegende soorten zijn regionaal gezien waarschijnlijk als een genetische eenheid te beschouwen. Dit betekent dan ook dat het MVP op regionale schaal beschouwd dient te worden en niet op eilandelijke schaal. Op regionaal niveau zijn de populatiegroottes voor Dougalls' stern, de Amerikaanse dwergstern en de Amerikaanse grote stern min of meer op het vereiste MVP-niveau. Voor de Visdief, en de Koningstern zijn de regionale populaties daarentegen ver beneden het vereiste MVP niveau.

3.6.4 Huidige verspreiding

Verspreiding voor de sterns op Bonaire zijn als volgt:

- Dougalls Stern: onbekend maar waarschijnlijk significant hoger dan het huidige aantal broedparen (Slagbaai, Pekelmeer);
- Visdief: onbekend maar waarschijnlijk significant hoger dan het huidige aantal broedparen Slagbaai, Goto, Pekelmeer;
- Amerikaanse Dwergstern: 750 paren (rondom Klein Bonaire en rest eiland Oostkust en Pekelmeer);
- Koningstern: onbekend (vnl. Pekelmeer);
- Amerikaanse Grote Stern: 3000-4000 paren (vnl. Pekelmeer).

3.6.5 Beoordeling landelijke SVI

Trends

Binnen Caribisch Nederland zijn broedende sterns bijna alleen van betekenis op Bonaire. We onderscheiden lange en korte-termijn trends.

Dougalls stern: in 2016 telde Stinapa 33 broedparen binnen het Cargill-gebied in het zuiden van Bonaire (Bertuol, pers. comm.). Dit is voor het eerst sinds de jaren 60 van de vorige eeuw dat de soort broedend is vastgesteld op Bonaire. Elders zijn broedeilanden vaak onderhevig aan dynamische veranderingen vanwege erosie en/of vegetatie (met name invasieve planten (USFWS, 2010)). De soort vertoont ook een sterke voorkeur voor het nestelen op kleine eilandjes (USFWS, 2010). Het aantal hiervan in het zuiden van Bonaire tegenwoordig waarschijnlijk veel minder vanwege het permanent onder water zetten van grote gebieden ten behoeve van de zoutwinning. Het is dan ook mogelijk dat de soort vroeger in grotere aantallen voorkwam.

Visdief: de aantallen broedparen van deze soort op de ABC-eilanden (Debrot et al., 2009) betekent dat, net als eerder aangegeven door van Halewyn en Norton (1984), deze eilanden een essentieel broedgebied waren en blijven binnen de Cariben. Op deze eilanden vertoont de soort een grote

voorkeur voor het nestelen op kleine eilandjes (Debrot et al., 2009). Het aantal van dergelijke eilandjes op Bonaire zal tegenwoordig veel minder zijn dan historisch gezien, en dan met name vanwege het egaliseren en onder water zetten van grote delen van zuid-Bonaire ten behoeve van de zoutproductie. Het vermoeden is daarom dat de huidige broedpopulatie van deze soort wellicht veel lager is dan vóór de jaren 60. In 2002 telden Debrot et al. (2009) 39 broedparen voor Bonaire waarvan 30 binnen het Cargill-gebied. In 2014 en 2015 was het aantal in hetzelfde gebied respectievelijk slechts 9 en 11. Het is niet duidelijk of dit een natuurlijke fluctuatie vertegenwoordigt of mogelijk een afnemende trend.

Amerikaanse Dwergstern: voor Bonaire schatten Debrot et al. (2009) de broedpopulatie van deze soort op ongeveer 790 broedparen in 2002, wijdverspreid over 49 locaties langs de kusten van het eiland inclusief Klein Bonaire. Dit komt overeen met meer dan 10% van de broedpopulatie van het hele Caribisch gebied (van Halewyn en Norton, 1984). Deze soort is het minst kwetsbaar voor verstoring en erg flexibel voor wat betreft de keuze van nestlocatie en koloniegrootte. De huidige grootte van de nestpopulatie is waarschijnlijk indicatief voor het historisch niveau. De soort is echter zeer kwetsbaar voor predatie. Van de 29 (in 2013-2015) met camera gemonitorde kolonies van deze soort, hadden er 20 bezoek gehad van een roofdier. Daarvan betrof het in merendeel (13 gevallen) een kat, in 4 gevallen een Caribische Kwak (Yellow-crowned Night Heron, *Nyctanassa violacea*), in twee gevallen de Lachmeeuw (*Leucophaeus atricilla*) en in één geval een niet nader te bepalen roofdier (Bertuol, pers. comm.).

Koningsstern: in 2002 waren er 85 broedparen op het eiland Debrot et al. (2009), terwijl er in 2016 209 broedparen broedden in het Cargill-gebied (P. Bertuol, pers. comm.). Of dit een fluctuatie is of een daadwerkelijke toename kan alleen bepaald worden indien er meer tellingen worden gedaan in de komende jaren.

Amerikaanse Grote Stern: de soort broedt nog steeds op Bonaire alhoewel in sterk verminderde aantallen. In 1969 werden 3.000-4.000 broedparen vastgesteld in het zoutwingebied (Voous, 1983) terwijl er in 1982 alleen 600 paar gevonden werden in het Goto-meer. In 1999 heeft Adrian Del Nevo 170 broedparen vastgesteld binnen het zoutwingebied (Debrot et al. 2009), terwijl in 2002 Debrot et al. (2009) alleen 150 paar vonden te Goto, maar geen nestelende vogels elders op het eiland. Voor deze soort zijn er voldoende data om te concluderen dat het aantal broedparen afgelopen halve eeuw drastisch is afgenomen. Vanaf 2014 echter lijkt de soort mondjesmaat weer toe te nemen. In 2014, 2015 en 2016 waren er conservatief geschat, respectievelijk 160, 540 en 750 broedparen in het Cargillgebied (Bertuol, pers. comm.).

Recente ontwikkelingen

In Bonaire was eierroof voor menselijke consumptie vroeger een probleem, maar dat is allang niet meer het geval. Tegenwoordig zijn de twee belangrijkste bedreigingen menselijke verstoring door recreatie en predatie. Met name door invasieve predatoren zoals loslopende honden, zwerfkatten en de oprukkende Lachmeeuw, die baat heeft bij de beschikbaarheid van onbeperkt voedsel op de afvalstort (Debrot et al., 2009). Cargill experimenteert sinds kort met de aanleg van kleine kunstmatige nusteilandjes binnen de onderwater staande gebieden voor de zoutproductie. Deze innovatieve aanpak voor zeevogelbeheer blijkt veelbelovend (Bertuol et al., 2015).

Beoordeling verspreiding: gunstig

Het historisch beschikbare broedhabitat is, op een enkele uitzondering na, nog steeds beschikbaar. Het merendeel is onderdeel van internationaal beschermd Ramsar-gebied, IBAs (Important Bird Area), of is eilandelijk (planmatig maar niet juridisch) beschermd gebied. De beschermingsstatus en management-uitdagingen voor al deze gebieden worden besproken door Geelhoed et al. (2013).

Beoordeling populatiegrootte: onbekend

Afgezien van de Amerikaanse Dwergstern die nog zeer talrijk is en mogelijk nog in van oudsher hoge aantallen aanwezig is, zijn de huidige aantallen van de andere soorten klein en/of zelfs afgenomen in vergelijking met enkele decennia geleden. Voor de Amerikaanse Grote Stern kan met zekerheid worden aangetoond dat het aantal broedparen voor Bonaire in de afgelopen 50 jaar enorm is afgenomen. Voor de sterk eilandjes-afhankelijke soorten (de Dougall's Stern en de Visdief), zijn de huidige lage aantallen broedparen waarschijnlijk mede het gevolg van het verlies van kleine nusteilandjes vanwege het egaliseren en onder water zetten van een groot areaal ten behoeve van de zoutproductie in het zuiden van Bonaire. Erg hoopvol is dat het zoutwinningsbedrijf (Cargill) sinds

2013 bezig is met de constructie van kleine nesteilandjes ten behoeve van de sterns. Mogelijk kan dit voor een deel compenseren voor het habitatverlies uit het verleden. Voor de Koningsstern is het aantal broedparen waarschijnlijk altijd beperkt geweest.

Beoordeling habitat: ongunstig

Het totaal beschikbare broedgebied is momenteel voldoende voor de huidige en toename van broedende sterns maar bevat niet voldoende eilandjes. De meeste broedhabitats hebben ook enige mate van wettelijke of planmatige erkenning als belangrijk te conserveren gebied en zijn veelal aangeduid als eilandelijk beschermd gebied of als Ramsar erkend gebied. Het daadwerkelijk beheer blijft echter vaak in gebreke. Als gevolg hiervan blijft verstoring een groeiend probleem, worden sommige belangrijke gebieden niet goed beheerd en is er geen controle op loslopende invasieve predatoren, zoals katten, die enorme schade kunnen aanrichten. In de vorige eeuw is veel natuurlijk habitat verloren gegaan of ernstig gewijzigd ten behoeve van de zoutproductie in zuid-Bonaire. Sinds kort wordt dit verlies deels gemitigeerd door proactieve interventies, zoals kunstmatige broedeilandjes, en beheer vanuit het betreffende bedrijf, Cargill Salt Bonaire BV, en in samenwerking met STINAPA.

Beoordeling toekomstperspectief: matig ongunstig

Bonaire heeft de grootste teruggang in broedende sterns meegemaakt in de tweede helft van de 20ste eeuw. Sindsdien zijn er geen verdere grootschalig alarmerende ontwikkelingen geweest. De grotere mate van bewustzijn onder de belangrijke spelers (STINAPA en Cargill) betekent niet dat de situatie al gezond genoemd kan worden, maar wel dat er nieuw toekomstperspectief bestaat.

Aspect Sterns	Dougalls Stern	Visdief	Amerikaanse Dwergstern	Koningsstern	Amerikaanse Grote Stern
Verspreiding	Gunstig	Gunstig	Gunstig	Gunstig	Gunstig
Populatiegrootte	Onbekend	Zeer ongunstig	Onbekend	Gunstig	Matig ongunstig
Habitat	Onbekend	Zeer ongunstig	Matig ongunstig	Gunstig	Matig ongunstig
Toekomstperspectief	Onbekend	Matig ongunstig	Matig ongunstig	Matig ongunstig	Matig ongunstig
Beoordeling Landelijke Svl	Onbekend	Zeer ongunstig	Matig ongunstig	Matig ongunstig	Matig ongunstig

3.6.6 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstelling

Het natuurbeleid dient zich vooral te richten op de drie soorten waarvoor de ABC-eilanden (en Bonaire) van oudsher bekend waren als belangrijke broedeilanden voor het Caribisch gebied (dat zijn de Amerikaanse Grote Stern, de Visdief en de Amerikaanse Dwergstern). Voor die soorten geldt als belangrijkste doelen de uitbreiding van de omvang van en verbetering van de kwaliteit van nesthabitat ten behoeve van een uitbreiding van de populaties.

- Behoud van het huidig aantal broedparen van de Amerikaanse Dwergstern;
- Toename/herstel van het aantal broedparen Amerikaanse Grote Sterns;
- Toename van het aantal broedparen Visdieven.

Beschermings-subdoelen:

- Bescherming en behoud van het totale beschikbare habitat;
- Habitat verbeteren door middel van de constructie van kunstmatige broedeilanden;
- Beperking van menselijke verstoring;
- Controle op invasieve predatoren.

3.6.7 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

De belangrijkheid van Bonaire als broedeiland voor sterns is in het verleden drastisch afgenomen (Debrot et al. 2009) maar begint nu weer verbetering te vertonen. Tegenwoordig zijn de kernbedreigingen zoals weergegeven in onderstaande tabel.

Kernbedreigingen		Management implicaties
Habitatverlies:	Het dichtslibben van salinagebieden met verlanding maakt broedkolonies kwetsbaar voor predatoren en verstoring.	<ul style="list-style-type: none"> • Tegengaan van erosie door verwijdering van loslopend vee • Herstel van waterdiepte in belangrijke salinagebieden • Zonering en bescherming van belangrijke salinagebieden tegen verstedelijking
Verstoring:	Verstoring door mensen en machines kan fnuikend zijn vooral tijdens het broedseizoen	<ul style="list-style-type: none"> • Zonering en instellen van reservaten • Wetshandhaving • Bewustwording
Nesthabitatdegradatie:	Verschillende soorten hebben eilandjes nodig voor het nestelen. Verlies van eilandjes binnen het nesthabitat door erosie of door wijzigingen ten behoeve van de zoutwinning degradeert de kwaliteit van het habitat.	<ul style="list-style-type: none"> • Kunstmatige aanleg van nesteilandjes • Behoud van reeds bestaande nesteilandjes. • Voorkomen van overmatige begroeiing van het nesthabitat
Predatie:	Invasieve roofdieren zoals honden varkens en vooral katten vormen een grote doodsoorzaak voor sterns.	<ul style="list-style-type: none"> • Management van invasieve soorten bij nest gebieden. • Aanleggen van nesteilandjes om de meeste predatoren weg te houden van de broedkolonies

3.6.8 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

De huidige staat van kennis is voldoende om de belangrijkste bedreigingen mee te kunnen duiden en om essentiële aanbevelingen te kunnen formuleren. Het is echter onvoldoende om nauwkeurig trends en ontwikkelingen te kunnen volgen of om de doeltreffendheid van het beheer mee te toetsen. NGO Stinapa heeft in samenwerking met Cargill in de periode 2014-2016 goede data verzameld die vernieuwende inzichten toestaat. Het is aan te bevelen om die monitoring voort te zetten.

Het is bekend dat sterns de tendens hebben om regelmatig hun broedlocatie van plek naar plek te veranderen. Dit betekent dat populatiemonitoring puur gericht op bepaalde locaties onvoldoende is. Monitoring dient te geschieden voor het gehele eiland en voor het hele seizoen (zoals ook voor het eerst gedaan door Debrot et al. 2009), om zodoende kwantitatief inzicht te verschaffen. Dit maakt dat monitoring relatief duur en arbeidsintensief kan zijn.

Eilandelijke surveys, eens in de vijf jaar, zou een grote vooruitgang betekenen en moet voldoende zijn om lange-termijn populatieontwikkeling te kunnen vastleggen en de doeltreffendheid van het gevoerde beheer mee te evalueren.

Bronnen

- Bertuol, P., Eybrecht, L. and A.O. Debrot, 2015. Artificial Islands as a tool in Least Tern Conservation, Bonaire. 20th International Meeting of BirdsCaribbean New Kingston, Jamaica., 25-29 July 2015. (conference abstract)
- BirdLife International, 2015. *Sterna dougallii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22694601A86779648. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22694601A86779648.en>. Downloaded on 04 April 2017.
- Bradley, P.A. and R.L. Norton, 2009. Status of Caribbean seabirds. In An inventory of breeding seabirds of the Caribbean, P.E. Bradley and R.L. Norton (Eds.). The University Press of Florida, pp. 270 to 282.
- Debrot, A.O., Boogerd, C. and D. van den Broeck, 2009. Chapter 24. The Netherlands Antilles III: Curaçao and Bonaire. Pp. 207-215. In: P. E. Bradley and R. L. Norton (eds.) Breeding seabirds of the Caribbean. Univ. Press, Florida.
- Geelhoed, S.C.V., Debrot, A.O., Ligon, J.C., Madden, H., Verdaat, J.P., Williams, S.R. and K. Wulf, 2013. Important Bird Areas in the Caribbean Netherlands. IMARES Report C054/ 13, 50 pp

-
- Halewyn, R van, and R. Norton, 1984. The status and conservation of seabirds in the Caribbean. In Croxall JP, Evans PG & Schreiber RW (eds). Status and conservation of the worlds' seabirds. ICBP Technical Publication 2. Pp 169-222.
- Kushlan, J.A., 2002. Waterbird Conservation for the Americas: the North American Waterbird Conservation Plan, Version 1. Waterbird Conservation for the Americas, Washington, DC, USA., 78 pp.
- Lee, D.S. and W.A. Mackin, 2008. Least Tern. West Indian Breeding Seabird Atlas <<http://www.wicbirds.net/lete.html>>. Last Updated: Dec 15, 2008.
- Lee, D.S. and W.A. Mackin, 2009a. Common Tern. West Indian Breeding Seabird Atlas <<http://www.wicbirds.net/cote.html>>. Last Updated: June 26 2009. Date accessed: _____.
- Lee, D.S. and W.A. Mackin, 2009b. Royal Tern. West Indian Breeding Seabird Atlas <<http://www.wicbirds.net/royt.html>>. Last Updated: _____. Date accessed: _____.
- Lee, D.S. and W.A. Mackin, 2009c. Cayenne Tern. West Indian Breeding Seabird Atlas <<http://www.wicbirds.net/cayt.html>>. Last Updated: Aug 30 2009. Date accessed: 3 April 2017.
- Schreiber, E.A., 2000. Action plan for conservation of West Indian seabirds. In: Schreiber EA & Lee DS (eds). Status and conservation of West Indian seabirds. Special publication no 1. Ruston La, Society of Caribbean ornithology. Pp: 182-191.
- USFWS, 2010. Caribbean Roseate Tern and North Atlantic Roseate Tern (*Sterna dougallii dougallii*) 5-Year Review: Summary and Evaluation. 148 pp.
- Voous, K.H., 1983. Birds of the Netherlands Antilles. De Walburg Pers, Zutphen.
- Wetlands International, 2015. Waterbird Population Estimates. Available at: wpe.wetlands.org. (Accessed: 17/09/2015).

3.7 Zeezoogdieren (cetacea en sirenia)

Door: Debot, A.O., Scheidat, M., en D. de Haan

3.7.1 Internationale beschermingsstatus

Uit een lijst van 33 soorten zeezoogdieren (walvisachtigen, dolfijnachtigen en zeekoeien) bekend uit het bredere Caribisch gebied (Wider Caribbean) zijn er 22 soorten bevestigd voor de wateren rondom alle zes Nederlandse eilanden van het Koninkrijk (Debrot et al., 2011a; Witte et al., in prep.). Voor Bonaire, Saba en St. Eustatius betreft het respectievelijk 11, 5 en 4 soorten. De meeste beschikbare informatie over deze diergroep in Caribisch Nederland is gebaseerd op een compilatie van opportunistische waarnemingen en aanspoelingen (Scheidat et al., 2015). Verwacht mag worden dat er veel meer soorten aanwezig zijn. Voor de drie bovenwindse eilanden (St. Eustatius, Saba en St. Maarten) zijn 9 soorten bevestigd. Het aantal bevestigde soorten is het grootst voor de benedenwindse eilanden (15 soorten voor Curaçao en Aruba). Dergelijke verschillen komen waarschijnlijk meer voort uit een verschil in de beschikbaarheid van observaties dan in een werkelijk verschil in voorkomen. Voor veel van de betreffende soorten vormen de wateren van deze eilanden essentieel habitat voor bepaalde activiteiten of voor een deel van de levenscyclus zoals onder andere de functie als voedselgebied, migratieroute, kraam en/of overwinteringsgebied. Er blijkt echter zeer weinig bekend over de biologie, ecologie, gedrag, habitatselectie en levenscyclus van de betreffende soorten, vooral rondom de bovenwindse eilanden (Debrot et al., 2013; 2017).

Tabel 3.7.1 Soorten zeezoogdieren die zijn bevestigd voor de Caribische wateren binnen het Koninkrijk met een bedreigde status op de IUCN Rode Lijst en andere beschermingslijsten. De overige soorten hebben geen IUCN bedreigde status. Bronnen: Debrot et al 2011b; Witte et al., in prep.

Naam				IUCN categorie	SPAW Annex	CMS Annex	CITES Appendix
Wetenschappelijk	Engels	Lokaal	Nederlands				
<i>Physeter macrocephalus</i>	Sperm whale	Cachalote	Potvis	VU	2	1, 2	I
<i>Trichechus m. manatus</i>	West Indian manatee	Lamantin	Zeekoe	E	2	1	I
<i>Balaenoptera edeni</i>	Bryde's whale		Brydevinvis	DD	2	2	I
<i>B. acutorostrata</i>	Minke whale		Dwergvinvis	LC	2	-	II
<i>Delphinus capensis</i>	Long-beaked common dolphin		Kaapse dolfijn	LC	2	-	II
<i>Feresa attenuata</i>	Pigmy killer whale		Dwerggriend	DD	2	-	II
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Short-finned pilot whale		Indische griend	DD	2	-	II
<i>Grampus griseus</i>	Risso's dolphin		Grijze dolfijn	LC	2	-	II
<i>Kogia simus</i>	Dwarf sperm whale		Dwergpotvis	DD	2	-	II
<i>Lagenodelphis hosei</i>	Fraser's dolphin		Barawakdolfijn	LC	2	-	II
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Humpback whale		Bultrug	LC	2	1	I
<i>Mesoplodon europaeus</i>	Gervais' beaked whale		Spitssnuitdolfijn van Gervais	DD	2	-	II

Naam				IUCN categorie	SPA Annex	CMS Annex	CITES Appendix
Wetenschappelijk	Engels	Lokaal	Nederlands				
<i>Orcinus orca</i>	Killer whale		Orka	DD	2	2	II
<i>Peponocephala electra</i>	Melon-headed whale		Witlipdolfijn	LC	2	-	II
<i>Pseudorca crassidens</i>	False killer whale		Zwarte zwaardwalvis	DD	2	-	II
<i>Tursiops truncatus</i>	Bottlenose dolphin		Tuimelaar	LC	2	-	II
<i>Stenella attenuata</i>	Pantropical spotted dolphin		Slanke dolfijn	DD	2	-	II
<i>S. coeruleoalba</i>	Striped dolphin		Gestreepte dolfijn	LC	2	-	II
<i>S. longirostris</i>	Spinner dolphin		Langsnuitdolfijn	DD	2	-	II
<i>S. frontalis</i>	Atlantic spotted dolphin		Atlantische vlek dolfijn	DD	2	-	II
<i>Steno bredanensis</i>	Rough-toothed dolphin		Snavel dolfijn	LC	2	-	II
<i>Ziphius cavirostris</i>	Cuvier's beaked-whale		Dolfijn van Cuvier	DD	2	-	II

Van de 19 bevestigde soorten staan slechts twee soorten als kwetsbaar (VU) of bedreigd (EN) op de Rode Lijst van de IUCN (zie bovenstaande tabel). Voor de overige soorten is er meestal te weinig bekend "Data Deficient". Alle zeezoogdieren staan in Appendix 2 van het CITES-verdrag behalve drie soorten die zwaardere bescherming genieten (App. 1) onder het CITES-verdrag. Dit zijn (Brydevinvis *Balaenoptera edeni*), Dwergvinvis (*B. acutorostrata*) en Bultrug (*Megaptera noveaangliae*). Alle 19 soorten staan voorts in Annex 2 van SPAW.

IUCN classificeert de status van kwetsbare soorten (VU; vulnerable) als een kans op uitsterven van minimaal 10% binnen 100 jaar. De kans op het lokaal uitsterven van kleinere deelpopulaties is dus aanzienlijk groter.

Op regionaal niveau kunnen er verschillende populaties zijn die afzonderlijk bedreigd kunnen zijn. Zo is er een populatie Bultruggen geïdentificeerd die vooral in het zuidoostelijke Caribisch Gebied overwintert en die door de historische walvisjacht rond de oostelijke Caribische eilanden, naar men vermoedt, sterk in aantallen is afgenomen. Ook de Caribische Orka-populatie is naar men vermoedt sterk achteruitgegaan. Het ontbreekt echter aan gegevens die dit helder kunnen aantonen (Stevick et al., 2014).

3.7.2 Kenschets

Beschrijving

De zeezoogdierenfauna omvat potentieel 33 soorten waarvan er tot nu toe (grotendeels vanwege het gebrek aan onderzoek) slechts 22 soorten zijn vastgesteld (Tabel 3.7.1). De grootste groep betreft de kleine tandwalvissen. De zeezoogdieren zijn grofweg te verdelen in:

- 16 kleine/middelgrote dolfijnen die voornamelijk in de ondiepe epipelagische zone op kleine vissen en inktvissen jagen;
- 2 diepduikende spitsnuitdolfijnen en de grote Potvis die zeer diep duiken naar de meso- en bathypelagische zones op zoek naar inktvissen;
- 3 baleinwalvissen die zich vooral richten op kleine scholende vissoorten en kreeftachtigen in de epipelagische zone;
- De orka die grotere prooidieren neemt waaronder ook walvissen;

- De zeer zeldzame Caribische Zeekoe, het enige herbivore zeezoogdier van het Caribisch gebied. Deze houdt zich vooral op in ondiepe lagunes en kustwateren met mangroven en zeegras.

Relatief belang binnen het Caribisch gebied: onbekend

Zeldzame diep-duikende spitsnuit-dolfijnen lijken vooral talrijk in de wateren rond de benedenwindse eilanden (i.e. Bonaire) (Debrot et al., 2011a). De benedenwindse eilanden liggen voorts naast het belangrijkste opwellingsgebied en tevens voedselgebied van de Caribische Zee (Debrot et al., 1998) en liggen in de migratieroute van vele soorten. Het gebied rondom de bovenwindse eilanden (ie. Saba, St. Eustatius) lijkt vooral belangrijk te zijn als overwinterings- en kraamgebied voor de Bultrug (*Megaptera novaeangliae*) (Debrot et al., 2013), als migratiegebied voor veel kleine tandwalvissen (dolfijnen) (Debrot et al., 2014a) en als leefgebied voor een plaatselijke populatie van Potvissen.

3.7.3 Ecologische kenmerken

Habitat

De zeezoogdieren maken gebruik van het gehele mariene areaal van Caribisch Nederland, van ondiepe kustwateren tot de diepzee. Door de verschillende soorten wordt het gebied of delen daarvan gebruikt voor verschillende doeleinden binnen de levenscyclus; als foerageergebied, als migratieroute, als overwinteringsgebied en als kraamgebied. Hierover is niets kwantitatief en met zekerheid te stellen. Zeldzame diep-duikende spitsnuit-dolfijnen lijken vooral talrijk in de wateren rond de benedenwindse eilanden (ie. Bonaire) waar ze tot dieptes van meer dan 1 km duiken op zoek naar diverse soorten inktvis (Debrot et al., 2011b). De benedenwindse eilanden liggen voorts net ten westen van het belangrijkste opwellingsgebied (Margarita eiland) en voedselgebied van de Caribische Zee (Debrot et al., 1998) en het gebied wordt als migratieroute gebruikt door vele soorten. Het gebied rondom de bovenwindse eilanden (ie. Saba, St. Eustatius) lijkt vooral belangrijk te zijn als overwinterings- en kraamgebied voor de Bultrug (Debrot et al., 2013). Ook de Potvis wordt vaak aangetroffen in de wateren rond de bovenwindse eilanden, o.a. ten noorden van Saba en ten oosten van de Saba Bank. Er is wellicht zelfs sprake van een permanente populatie Potvissen in dit noordoostelijk Caribisch gebied (R. Renoux/N. Maslach, pers. comm. aan P. Hoetjes). In het oostelijke en zuidelijke Caribisch gebied (waartoe ook de boven- en benedenwindse eilanden behoren) zijn ook Bultruggen aangetroffen die de zomer doorbrengen in Europese wateren, o.a. bij de Azoren (Stevick et al., 2014).

Voedsel

Afgezien van een klein aantal studies gebaseerd op incidentele waarnemingen van de maaginhoud van aangespoelde dieren (Debrot, 1998; Debrot en Barros, 1992, 1994; Debrot et al., 1998) is er weinig tot niets bekend over de voedselgewoontes van de meeste zeezoogdieren binnen Caribisch Nederland. Wel is bekend dat waarnemingen van Bultruggen en Bryde's walvissen gelieerd zijn aan (de migratie van) kleine scholen pelagische vis (sardines/horsmakrelen) rond Bonaire (Debrot et al. 1998).

Verstoring

Zeezoogdieren zijn doorgaans kwetsbaar voor verstoring gerelateerd aan recreatie en ecotoerisme en andere menselijke activiteiten op zee (zoals visserij met diverse soorten netten en longlines), maar veel soorten kunnen ook wennen als blijkt dat er geen gevaar dreigt. Alhoewel visserij minder problematisch is binnen de wateren van Caribisch Nederland (maar meer direct daarbuiten, zoals Venezolaanse wateren), neemt menselijke verstoring wel gestaag toe (Debrot et al., 2011b), met aantoonbaar negatieve effecten, zoals aanvaringen en gehoorschade met strandingen tot gevolg (Mann et al., 2010; Luksenburg, 2014). Daarvoor dienen wettelijke richtlijnen te worden opgesteld en dient verder onderzoek te worden gedaan naar de mate van antropogene geluidsbelasting in zee (Risch en de Haan, 2016). Ook aanvaringen met grote schepen zoals tankers en cruiseschepen (die door de schepen zelf meestal niet eens opgemerkt worden) kunnen een groot probleem zijn. Er zijn een aantal gevallen bekend waarbij een dode walvis in de haven op de boeg van het schip werd opgemerkt (o.a. bij binnenkomst van een cruiseschip op Bonaire). Aangezien de kans klein is dat een walvis na aanvaring op de boeg wordt meegevoerd, is het aannemelijk dat aanvaringen met walvissen veel vaker voorkomen. Gegevens ontbreken echter. Een meldplicht voor schepen over vermoede walvisaanvaringen zou hier wellicht verbetering in kunnen brengen.

Minimum grootte duurzame populatie

Deze waarden zijn onbekend in de wetenschap. De subpopulaties binnen Caribisch Nederland vormen deel van grotere regionale populaties van de betrokken soorten.

3.7.4 Huidige verspreiding

Zeezoogdieren maken gebruik van het gehele mariene areaal van Caribisch Nederland, van ondiepe kustwateren tot de diepzee. Door de verschillende soorten en populaties wordt het gebied of delen daarvan gebruikt voor verschillende doeleinden binnen de levenscyclus van de zeezoogdieren; als foerageergebied, als migratieroute, als overwinteringsgebied en als kraamgebied. Op grond van identificatie van individuen aan de rugvinnen, lijken afzonderlijke populaties oceanische Tuimelaars (*Tursiops truncatus*) zich permanent op te houden rond Bonaire en Curaçao, met sporadische uitwisseling van individuen tussen de twee eilanden (ongepubliceerde data van G. Kieffer op Curaçao en R. Sewell op Bonaire).

3.7.5 Beoordeling landelijke Svl

Trends

Op basis van de beschikbare data kan niets gezegd worden over de korte of langere-termijn trends binnen Caribisch Nederland voor deze sterk migrerende soorten. Zelfs op grotere regionale schaal is hierover weinig bekend (UNEP, 2008). Uitzonderingen zijn de Bultrug die langzaam in aantallen lijkt toe te nemen, de Dwergvinvis die vooralsnog in aantallen stabiel lijkt te zijn en de Caribische Zeekoe, die in aantal aan het afnemen is (UNEP, 2008).

Op basis van historische analyses (bijvoorbeeld Debrot, 2000 en Debrot et al., 2006) is echter met zekerheid te stellen dat de (eertijds sterk bejaagde) Bultrug (met name de zuidoostelijk Caribische populatie) en Caribische Zeekoe hier veel talrijker moeten zijn geweest, evenals de inmiddels uitgestorven Caribische Monniksrob.

Recente ontwikkelingen

Op populatie- en soortniveau zijn er geen ontwikkelingen gedetecteerd of met zekerheid aan te tonen.

Beoordeling verspreiding: gunstig

Het huidige marine areaal en beschikbare habitatsoorten zijn nu vrijwel gelijk aan wat die historisch ooit zijn geweest en blijven onveranderd toegankelijk voor zeezoogdieren. Deze soorten worden daarom ook waargenomen van diep tot ondiep van dichtbij en tot ver uit de kust van de eilanden van Caribisch Nederland.

Beoordeling populatiegrootte: onbekend

Alleen voor drie, in het verleden sterk bejaagde soorten (Bultrug, Caribische Zeekoe en de thans uitgestorven Caribische Monniksrob) is met zekerheid te stellen dat de aantallen in het verleden veel groter moeten zijn geweest.

Beoordeling habitat: gunstig

Het huidige mariene areaal en beschikbare habitattypen zijn nu vrijwel gelijk aan wat die historisch ooit zijn geweest voor bijna alle soorten zeezoogdieren. De kwaliteit van de beschikbare habitats is wel in vele opzichten aantoonbaar achteruitgegaan (e.g. Debrot et al., 2014b; Kuik et al., 2015). Vooral zeegrasvelden en mangrovebossen waarvan de Zeekoe afhankelijk is (zie ook §2.6 Mangroven en §2.8 Zeegras- en zeewiervelden), zijn in de laatste eeuw sterk afgenomen. Daarnaast neemt menselijke verstoring door recreatie in de kustwateren ook snel en ongebreideld toe met negatieve gevolgen op kust-gebonden soorten (Luksenburg, 2014). Dit heeft vooralsnog wellicht geen onomkeerbare gevolgen.

Beoordeling toekomstperspectief: matig ongunstig

De zeezoogdieren betreffen allemaal sterk migrerende soorten waarvoor voor de meeste soorten overigens weinig tot niets bekend is over hun recente populatieontwikkelingen in het Caribisch gebied.

Alle soorten zijn daarnaast sterk gevoelig voor milieuvervuiling, en in meerdere of mindere mate, voor geluidsvervuiling en schadelijke vormen van visserij (ringzegens, kieuwnetten, drijfnetten, warnetten en beuglijnen) die vaak intensief plaatsvinden binnen het Caribisch gebied (doch niet binnen Caribisch Nederland). Ook zijn vooral de sterk kustgebonden soorten in groeiende mate onderhevig aan menselijke verstoring en ("eco-")toeristische aandacht waarvoor deze soorten ook bewezen gevoelig zijn (Luksenburg, 2014). Het te verwachten toenemend scheepsverkeer sinds de opening van het tweede en verbrede Panamakanaal in 2016, zal op regionaal niveau mogelijk ook een negatief effect sorteren op veel zeezoogdiersoorten. De effecten van klimaatverandering op zeezoogdieren zijn vooralsnog speculatief maar de International Whaling Commission heeft een aantal hypothesen geformuleerd (IWC, 2010; bijvoorbeeld extra kwetsbaarheid voor zoetwatersoorten, zoals rivierdolfijnen).

Aspect zeezoogdieren	2017
Verspreiding	Gunstig
Populatie grootte	Onbekend
Habitat	Gunstig
Toekomst perspectief	Matig ongunstig
Beoordeling Landelijke Svl	Matig ongunstig

3.7.6 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstelling

Bescherming van de soorten en behoud van de kwaliteit van leefgebieden ten behoeve van een uitbreiding van de populaties van de betrokken soorten. Voor het natuurbeleid Caribisch Nederland wordt aanbevolen tot behoud en bescherming van voldoende habitatoppervlak en -kwaliteit om het geleidelijk herstel van afgenomen en gedecimeerde populaties van zeezoogdieren mogelijk te maken. Beschermings-subdoelen:

- Implementatie basaal beheer van het Yarari zeezoogdier- en haaien reservaat.
- Doorgaan met en uitbreiden van de structurele passief akoestisch monitoren (PAM) akoestische monitoring van zeezoogdieren in het kader van regionale samenwerking ter bescherming van deze sterk migrerende soorten.

3.7.7 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

De kernbedreigingen voor zeezoogdieren zijn weergegeven in onderstaande tabel.

Kernbedreigingen		Management implicaties
De visserij:	De visserij is de belangrijkste directe doodsoorzaak voor zeezoogdieren die verstrikt raken of gevangen worden in vistuig.	<ul style="list-style-type: none"> • Verbieden van schadelijke vistuig • Aanpassingen aan vistuig vereisen om bijvangst te beperken
Verstoring:	Verstoring door de mens zoals in het geval van "whale watching", snelle, scheepvaart, pleziervaartuigen en sterke onderwater geluidsbronnen kan schadelijke gevolgen hebben voor de gezondheid van zeezoogdieren.	<ul style="list-style-type: none"> • Zonering en instellen van een netwerk van reservaten in internationaal verband. • Wetshandhaving • Bewustwording • Richtlijnen voor de omgang met zeezoogdieren. • Richtlijnen en beperkingen op het gebruik van industriële bronnen van onderwater geluid (het heien, seismisch onderzoek, exploratie, militaire oefeningen).

Kernbedreigingen		Management implicaties
Vervuiling:	Zeezoogdieren staan boven aan het voedselketen en accumuleren gemakkelijk schadelijke stoffen.	<ul style="list-style-type: none"> • Beperking en management van vervuiling. • Internationale samenwerking aangezien de vervuiling binnen het Caribisch gebied extreme proporties aanneemt.
Habitatverlies en degradatie:	Dit geldt vooral voor kustgebonden en zoetwater-afhankelijke soorten zoals de Caribische zeekoe en verschillende dolfinen.	Habitatmanagement en behoud vooral van kwetsbare mangroven en zeegrasgebieden.
Klimaatverandering:	Voorals kust en zoetwater gebonden soorten zullen getroffen worden maar mogelijk ook pelagische soorten vanwege veranderingen in zeestromingen	<ul style="list-style-type: none"> • Internationaal bijdragen aan de lobby voor vermindering van CO₂-uitstoot. • Kwetsbare habitats speciaal beschermen voor verhoogde veerkracht.

2.2.9 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Een groot probleem om tot wetenschappelijk gefundeerd beheer te komen is het gebrek aan en de slechte kwaliteit van de beschikbare data. Daarvoor wordt in het kader van SPAW al jaren samengewerkt met de eilanden. Meer recentelijk hebben op regionaal niveau belangrijke partners (Nederland, Verenigde Staten en Frankrijk), op aansporing van WMR tevens besloten om op regionaal niveau vooral in te zetten op akoestisch monitoren dat veel efficiënter is (Lucke et al., 2014). Monitoringsprogramma's en gerichte visuele surveys worden op elkaar afgestemd en nieuwe technologie, met name het PAM, wordt regionaal breder ingezet om zo de kwaliteit van kwantitatieve inzichten te vergroten. De eerste resultaten zijn veelbelovend. Deze hebben geleid tot de ontdekking van andere bedreigde soorten die ook in het gebied voorkomen (e.g. Geelhoed et al., 2014) en geven relatief goedkoop kwantitatief inzicht in de soortensamenstelling en relatieve temporele abundantie van soorten over een groot gebied (Risch et al., 2014; Risch & de Haan, 2016).

Bronnen

- Debrot, A.O., 1998. New cetacean records for Curaçao, Netherlands Antilles. *Caribbean Journal of Science* 34(1-2):168-170.
- Debrot, A.O., 2000. A review of records of the extinct West Indian monk seal, *Monachus tropicalis* (Carnivora: Phocidae), for the Netherlands Antilles. *Marine Mammal Science* 16: 834-837.
- Debrot, A.O. and N.B. Barros, 1992. Notes on a Gervais' beaked whale, *Mesoplodon europaeus*, and a dwarf sperm whale, *Kogia simus*, stranded in Curaçao, Netherlands Antilles. *Mar. Mamm. Sci.* 8(2):172-178.
- Debrot, A.O. and N.B. Barros, 1994. Additional cetacean records for the leeward Dutch Antilles. *Mar. Mamm. Sci.* 10: 359-368.
- Debrot, A., Bervoets, T. and van J. Rijn, 2014a. Scenarios for trans-boundary marine mammal management in the Wider Caribbean. Unpublished meeting Synopsis for Min EZ: Lifeweb-Spain UNEP-CEP Meeting, San Juan, Puerto Rico, 23-24 April 2014; 4 pp.
- Debrot, A. O., Buurt, G. van, Caballero, A. and A.A. Antczak, 2006. A historical review of records of the West Indian manatee and the American crocodile in the Dutch Antilles. *Car. J. Sci.* 42(2): 272-280.
- Debrot, A.O., Esteban, N., Bervoets, T., Hoetjes, P.C. and M. Scheidat, 2013. Marine Mammals of the Northeastern Caribbean Windward Dutch Islands: Saba, St. Eustatius, St. Maarten, and the Saba Bank. *Caribbean Journal of Science*, Vol. 47, No. 2-3, 159-172.
- Debrot, A.O., Houtepen, E., Meesters, E.H., van Beek, I., Timmer, T., Boman, E., de Graaf, M., Dijkman, E., Hunting, E.R. and D.L. Ballantine, 2014b. Habitat diversity and bio-diversity of the benthic seascapes of St. Eustatius. IMARES Report C078/14, 43 pp.
- Debrot, A.O., de Meyer, J.A. and P.J.E. Dezentjé, 1998. An overview of the cetacean fauna of the Leeward Dutch Antilles. *Car. J. Sci.* 34: 204-210.
- Debrot, A.O, Tamis, J.E., de Haan, D., Scheidat, M. and J.T. van der Wal, 2017. Priorities and first critical needs for management implementation for marine mammal conservation in the Yarari marine mammal and shark sanctuary WMR Report in prep. xx pp.

-
- Debrot, A.O., Witte, R.H. and M. Scheidat, 2011a. The marine mammals of the Dutch Caribbean: a comparison between EEZ sectors, contrasts and concerns. Paper presented to IWC Scientific Committee SC/63/E9.
- Debrot, A.O., Witte, R.H., Scheidat, M. and K. Lucke, 2011b. A Proposal Towards a Dutch Caribbean Marine Mammal Sanctuary. Wageningen IMARES Report number C149/11. <http://edepot.wur.nl/189433>.
- Geelhoed, S.C.V., Janinhoff, N., Verdaat, J.P., van Bemmelen, R.S.A. and M. Scheidat, 2014. Aerial surveys of marine mammals and other fauna around Aruba, Curaçao and Bonaire, November 2013. IMARES report C012/14. 22 pp.
- IWC., 2010. Report of the workshop on cetaceans and climate change. *J. Cetacean res. Manage.* 11 (suppl 2): 451-480.
- Kuijk, T. van, Graaf, M. de, Nagelkerke, L., Boman, E. and A.O. Debrot, 2015. Baseline assessment of the coral reef fish assemblages of St. Eustatius. IMARES-report C058/15, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Lucke, K., Scheidat, M., Geelhoed, S., Debrot, D., Ward, N., Hatch, L., Wiley, D., McDonald, C., Reynolds, J., Hoetjes, P., Bolaños, J., Souan, H., Vandersarren, G. and N. Gandhilon, 2014. Marine mammals in the Wider Caribbean – Current research and priorities for future studies IMARES report C007/14. 38 pp.
- Luksenburg, J.A., 2014. Prevalence of External Injuries in Small Cetaceans in Aruban Waters, Southern Caribbean. *PLoS ONE* 9(2): e88988. doi:10.1371/journal.pone.0088988.
- Mann, D., Hill-Cook, M., Manire, C., Greenhow, D., Montie, E., Powell, J., Wells, R., Bauer, G., Cunningham-Smith, P., Lingenfelter, R., DiGiovanni Jr., R., Stone, A., Brodsky, M., Stevens, R., Kieffer, G. and P. Hoetjes, 2010. Hearing Loss in Stranded Odontocete Dolphins and Whales. *PLoS ONE* 5(11): e13824. doi:10.1371/journal.pone.0013824
- Risch, D. and D. de Haan, 2016. Humpback and minke whale acoustic presence with reference to fish sounds and ambient noise levels at Saba Bank, Caribbean Windward Dutch Islands. Imares report C067/16, 22 pp.
- Risch, D., Castellote, M., Clark, C.W., Davis, G.E., Dugan, P.J., Hodge, L.E.W., Kumar, A., Lucke, K., Mellinger, D.K., Nieukirk, S.L., Popescu, M., Ramp, C., Read, A.J., Rice, A.N., Silva, M.A., Siebert, U., Stafford, K. and S.M. van Parijs, 2014. Seasonal migrations of North Atlantic minke whales: novel insights from large-scale passive acoustic monitoring networks. *Movement Ecology* 2:24. doi: 10.1186/s40462-014-0024-3.
- Scheidat, M.S., Boman, E., Devaasuren, N. Geelhoed, S. and M. de Graaf, 2015. Monitoring cetacean occurrence in coastal waters of the Caribbean Netherlands (Saba, St. Eustatius & Bonaire) using port sampling. IMARES Report C038/15.
- Stevick, P.T., Bouveret, L., Gandilhon, N., Rinaldi, C., Rinaldi, R., Broms, F., Carlson, C., Kennedy, A., Ward, N., and F. Wenzel, 2014. Humpback whales in the southeast Caribbean are behaviourally distinct from those off the Dominican Republic. *Journal of Cetacean Research and Management*
- UNEP, 2008. Action plan for the conservation of marine mammals (MMAP) in the Wider Caribbean Region. United Nations Environment Programme, 10 November 2008. Downloaded on 14 June 2016.

3.8 Zeeschildpadden

Door: Debrot, A.O., Nava, M.I., Willis, S., Becking, L.E. en S. Engel

3.8.1 Internationale beschermingsstatus

Er komen vijf soorten zeeschildpadden voor in de wateren van Caribisch Nederland. Tabel 3.8.1 geeft daar een overzicht van.

Tabel 3.8.1 - Zeeschildpadsoorten die zijn bevestigd voor Caribisch Nederland met een bedreigde status op de IUCN Rode Lijst.

Naam				IUCN categorie	SPAW Annex	CMS Annex	CITES Appendix	IAC
Wetenschappelijk	Algemeen	Lokaal	Nederlands					
<i>Caretta caretta</i>	Loggerhead	Kawama	Onechte Karetschildpad	LC	II	I, II	I	Y
<i>Chelonia mydas</i>	Green Turtle	Turtuga blanku	Soepschildpad/ Groene Zeeschildpad	EN	II	I, II	I	Y
<i>Dermochelys coriacea</i>	Leatherback	Drikil	Lederschildpad	VU	II	I, II	I	Y
<i>Eretmochelys imbricata</i>	Hawksbill	Karet	Karetschildpad	CE	II	I, II	I	Y
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Olive Ridley	Turtuga bastardo	Warana	VU	II	I, II	I	Y

3.8.2 Kenschets

Beschrijving

Onechte Karetschildpad: Op wereldniveau bestaat de Onechte Karetschildpad-populatie uit 10 subpopulaties, die grote verschillen tonen in populatiegrootte, geografisch verspreidingsgebied en populatietrends. De noordwestelijk-Atlantische subpopulatie waartoe ook de dieren in het Caribisch gebied behoren vertoont al jaren een licht positieve trend (Casale en Tucker, 2015). De soort nest op stranden in tropische en subtropische gebieden wereldwijd. Net als de meeste andere zeeschildpadden is het een soort die over lange afstanden migreert en die in uitgestrekte gebieden gebruik maakt van diverse habitats (Bolten en Witherington, 2003). Na 4-19 jaar in het pelagische habitat met carnivore voedselgewoontes komen de jonge dieren naar ondieper water. Daar zetten zij hun carnivore eetgewoontes voort totdat zij geslachtsrijp zijn op een leeftijd van gemiddeld 30 jaar.

Soepschildpad: Deze soort vertoont wereldwijde afnames van tussen 48% en 67% over de laatste decennia (drie generaties) als gevolg van overexploitatie van eieren en volwassen vrouwtjes op neststranden, juvenielen en volwassen dieren op foerageergebieden en in mindere mate incidentele mortaliteit als gevolg van bijvangst en degradatie van neststranden (Seminoff, 2004). De Soepschildpad groeit zeer langzaam en wordt later volwassen dan alle andere zeeschildpadden (Seminoff, 2004) en voedt zich voornamelijk met zeegras. Het is waarschijnlijk dat de jonge dieren net als de Onechte Karetschildpad een aantal jaren een pelagisch leven leiden en dan min of meer passief met de zeestromingen mee gaan.

Lederschildpad: Wereldwijd heeft deze soort verschillende subpopulaties en is de algehele afname van deze soort over de laatste drie generaties tot 2010, ongeveer 60% geweest. Voor de noordwest Atlantische subpopulatie, waartoe ook die van het Caribisch gebied, is er echter al langere tijd sprake van significante toename in aantallen. De belangrijkste neststranden binnen het Caribisch gebied zijn te vinden te Grand Riviere en Fishing Pond in Trinidad, Armila in Panama, en in de golf van Urubá, Colombia. Zo zijn de aantallen nestende vrouwtjes in Trinidad, St. Croix, Puerto Rico en Florida sinds de tellingen uit 1996 soms zelfs met een tienvoud toegenomen. De soort is voornamelijk pelagisch en diep duikend en voedt zich vooral met kwallen en verwante weekdieren. Deze soort is soms zelfs in subpolaire gebieden waar te nemen (Wallace et al., 2013).

Karetschildpad: Genetische analyses tonen aan dat de nestpopulaties, meer dan bij andere soorten, beschouwd moeten worden als aparte managementeenheden. In foerageergebieden komen dieren uit vele, vaak ver verwijderde nestpopulaties bijeen. Overexploitatie van nestende vrouwtjes en

verzameling van eieren, vangst van dieren op de foerageergronden, verlies en degradatie van neststranden en incidentele mortaliteit vanwege bijvangst in de visserij, heeft ertoe geleid dat er over de laatste drie schildpadden-generaties wereldwijd afnames van 84 – 87% in aantal dieren heeft plaatsgevonden (Mortimer en Donnelly, 2008). Alleen een aantal beschermde populaties vertonen een toename. Ook blijft de handel in schildpadschild een ernstige bedreiging, al is de hoeveelheid hiervan die nog in de handel is, enorm teruggebracht (Mortimer en Donnelly, 2008). De soort wordt pas na 20 jaar of meer volwassen en voedt zich in het Caribisch gebied voornamelijk met sponzen. Belangrijke toenames in het Caribisch gebied in afgelopen jaren hebben plaatsgevonden in Antigua (Jumby Bay), Barbados, Cuba (Doce Leguas Cays), Mexico (Yucatan Peninsula), Puerto Rico (Mona Island), en de US Virgin Islands (Buck Island Reef National Monument) (Mortimer en Donnelly, 2008). Deze toenames zijn direct toe te schrijven aan aangescherpte beschermingsmaatregelen op de neststranden (Campbell et al. 2014) maar ook aan verminderde exploitatie in de nabijgelegen foerageergebieden (vooral in Cuba) (Mortimer en Donnelly, 2008).

Warana: De Warana zeeschildpad is de meest talrijke zeeschildpad maar goede informatie over deze soort is uiterst beperkt. Alle grote broedgebieden worden beschouwd als onafhankelijk in demografisch opzicht, ondanks dat studies uitwijzen dat er voldoende genetische uitwisseling is tussen een aantal neststranden (zogeneten "rookeries"). Echter, genetische uitwisseling is iets dat gebeurt op een evolutionaire tijdschaal (Abreu-Grobois en Plotkin, 2008). Ondanks een groot tekort aan historische data is het echter mogelijk om op de schaal van decennia en/of 2-3 generaties, vast te stellen dat er sprake is van significante wereldwijde afname van de soort. Net als de meeste andere zeeschildpadden vertoont de Warana een complexe levenscyclus die een reeks geografisch gescheiden gebieden en diverse habitats nodig heeft (Abreu-Grobois en Plotkin, 2008). De dieren leven grotendeels als carnivoor in het pelagisch milieu en komen alleen naar de kust voor de voortplanting.

Relatief belang binnen het Caribisch gebied: beperkt

Van de vijf soorten die in Caribisch Nederland voorkomen nest alleen de Warana er niet. De Warana is waarschijnlijk erg zeldzaam binnen Caribisch Nederland en was tot 2008 alleen bekend van een exemplaar gevangen op het nabijgelegen Curaçao (Sybesma en Hoetjes, 1992). In 2008 werd ook een dood exemplaar gevonden bij St. Eustatius (St. Eustatius Sea Turtle Conservation Programme - Annual Report 2008). In de afgelopen vijf jaar strandden drie Warana's bij Bonaire (STCB year report 2012, 2015 en pers. comm.), terwijl in 2016 er twee zijn gestrand op Curaçao (S. Willis, pers. comm.). Dit lijkt erop te wijzen dat de Warana een reguliere zwerfsoort is, die tijdens zijn migraties door de wateren van Caribisch Nederland trekt. De toename van waarnemingen in de afgelopen jaren kan het resultaat zijn van een beter waarnemingsnetwerk of mogelijk van een gewijzigd migratiepatroon. Saba heeft geen permanente stranden van betekenis die bruikbaar zijn als schildpad neststrand. Het nestelen komt waarschijnlijk alleen sporadisch voor. In 2015 is op Saba echter een nest gevonden van een Soepschildpad. Dat nest is ook uitgekomen. De zeegrasvelden rondom het eiland vormen een vaste foerageerplaats voor subadulte Soepschildpadden en de riffen van het eiland worden regelmatig bezocht door de Karetschildpad.

Er zijn voorts aanwijzingen dat de uitgestrekte, 2200 km² grote Saba Bank een foerageergebied is voor volwassen Karetschildpadden. De grote diversiteit aan wieren en sponzen op de Saba Bank betekent dat er ruim voldoende voedsel voorhanden is, vooral voor Karetschildpadden. Tijdens diverse duiken op de Saba Bank werden meerdere volwassen Karetschildpadden aangetroffen (Lundvall, 2008). Ook kon een in 2004 op Bonaire met een satellietzender uitgeruste mannelijke Karetschildpad worden gevolgd in de richting van de Saba Bank, totdat het signaal van de zender helaas voortijdig verloren ging. Lederschildpadden en Onechte Karetschildpadden zijn ook gesignaleerd op de Saba Bank. De twee eilanden van betekenis als nestgebied voor zeeschildpadden in Caribisch Nederland zijn Bonaire en St. Eustatius.

Alhoewel deze eilanden in numeriek aspect slechts een kleine bijdrage leveren aan de totale regionale populaties van de betreffende soorten, blijkt het beheer van kleine nestpopulaties juist essentieel voor de regionale bescherming van de soorten. Niet alleen in populatie-dynamische zin maar ook in genetische zin (Becking et al., 2016). Met uitzondering van Panama, vertonen de stranden van Klein Bonaire tevens de hoogste concentraties van nestende Karetschildpad en Onechte karetschildpad schildpadden in het zuidelijk Caribisch gebied (Becking et al., 2016).

De eilanden lijken ook in belangrijkheid snel toe te voor de functie als foerageergebied (Debrot et al., 2005; Bjorndal, 2017). Het gebied van Lac-baai blijkt zelfs een van de beste foerageergebieden te zijn voor de Soepschildpad, alwaar deze soort de hoogste groeisnelheden van de gehele Caribische regio vertoont (Bjorndal et al., 2017).

Bonaire: Op Bonaire wordt al meer dan 20 jaar gemonitord door STCB (Sea Turtle Conservation Bonaire). Het belangrijkste neststrand is dat van Klein Bonaire waar jaarlijks tussen de 30 en 50 nesten van de Karetschildpad worden gelegd en tussen de 10 en 20 nesten van de Onechte Karetschildpad (STCB, 2014). Daarnaast worden er jaarlijks ook een 20-tal nesten gelegd op Bonaire zelf. Daarvan zijn de meesten van de Karetschildpad maar ook de Onechte Karetschildpad en Soepschildpad nesten daar in kleine aantallen. Het aantal jaarlijkse nesten fluctueert maar lijkt op de lange duur redelijk stabiel te zijn (STCB, 2014; Fig. 3.8.2).

St. Eustatius: Soepschildpadden, Karetschildpadden en Lederschildpadden nesten op de stranden van St. Eustatius. Zeelandia Beach, met een totale lengte van ongeveer 1,6 km is verreweg het belangrijkste neststrand. Daar wordt het nesten van schildpadden gemonitord sinds 2002 (Debrot et al., 2005; Esteban et al., 2015). Het leggen en uitkomen van nesten vindt hoofdzakelijk plaats van april-oktober. Op basis van monitoringsresultaten over de periode 2002 tot 2012 kan gesteld worden dat er jaarlijks gemiddeld ongeveer 25 Soepschildpad-, 10 Karetschildpad- en 10 Lederschildpadnesten worden gelegd (Laloë et al., 2016). Er is over deze periode geen statistische significante trend te zien (Fig. 3.8.3).

3.8.3 Ecologische kenmerken

Habitat

Er schort erg veel aan habitatkwaliteit. Dit geldt zowel voor de foerageergebieden als voor de neststranden. De uitkomst van de nesten in St. Eustatius blijkt bijvoorbeeld variabel en gemiddeld erg laag (40% voor Soepschildpad en Karetschildpad en slechts 10% van de Lederschildpad) (Laloë et al., 2016). Het schijnt dat veel nesten onderlopen met regenwater waar er een seizoensafhankelijk stroompje uitmondt op het strand. Daardoor gaat een groot deel van de eieren verloren.

Geslachtsbepaling in reptielen is sterk afhankelijk van de temperatuur in het nest tijdens ontwikkeling van de eieren. Op basis van metingen en modellering van de effecten van temperatuur op seksratio's in jonge schildpadden blijkt dat er nauwelijks mannetjesdieren uitkomen wanneer stranden minder zand hebben en dieren daardoor beperkt worden in de diepte waarop ze hun nest kunnen leggen, of wanneer er minder natuurlijke begroeiing is en de nesten bloot worden gesteld aan te hoge temperaturen (Laloë et al., 2016). Voor de stranden van St. Eustatius waar zand wordt afgegraven, waar de strandbreedte zo beperkt is dat er geen begroeiing is en waar het zand zwart is en dus veel warme opvangt, zijn nu al voor alle drie soorten tussen 85,9–93,5% van de jonge schildpadden vrouwelijk (Laloë et al., 2016).

Esteban et al. (2015) gebruikten satellietzenders om informatie te krijgen over habitatgebruik en migratiegedrag van schildpadden van St. Eustatius. Dit bleek onverwacht variabel te zijn. Sommige dieren blijven in de buurt van het nesteiland terwijl er ook dieren waren die na het nesten op St. Eustatius vervolgens nestten op een eiland tot 190 km verwijderd (Esteban et al., 2015). De resultaten laten zien dat veel nestelende zeeschildpadden ook buiten het broedseizoen vlakbij in de regio verblijven.

Bonaire, met name de Lac-baai, blijkt een zeer rijk foerageergebied te zijn voor sub-adulte Soepschildpadden. Door jarenlang 'catch and release' onderzoek, waarbij schildpadden rond Bonaire en in de grote ondiepe Lac-baai gevangen, gemerkt en weer losgelaten worden, vond STCB dat de gemiddelde groeisnelheid van Soepschildpadden in Lac-baai, 8 cm per jaar is, bijna drie keer zo hoog als de gemiddelde 3 cm/jaar in het hele Caribisch gebied (STCB en Bjorndal, 2017).

Voedsel

Lederschildpad: Dit is een soort die vooral in het pelagische habitat voedsel zoekt. De Lederschildpad is een echte kwalleneter die zich vooral in meer noordelijke wateren voedt. Hij bezoekt de warme tropische wateren in het Caribisch gebied slechts om er te nesten. De Warana is een omnivoor die zich ook veel met bodemdieren in kustwateren voedt. Zijn dieet omvat zowel algen als kreeften, krabben, schelpdieren, garnalen, kwallen en tunicaten. Zij komen elders in de regio vaak in garnalennetten terecht.

Karetschildpad: De Karetschildpad is een soort die zich vooral ophoudt op het koraalrif waar die zich met name voedt met sponzen. Ondanks dat de koraalriffen in afgelopen decennia ernstig achteruit zijn gegaan is het niet waarschijnlijk dat er sprake is van een tekort aan sponzen op de in regionaal opzicht relatief gezonde riffen van Bonaire. Ook in de gebieden rondom St. Eustatius (en Saba en op

de Saba Bank) lijken sponzen in voldoende dichtheden voor te komen (Debrot et al., 2014), dusdanig dat voedsel geen beperkende factor hoeft te zijn voor deze soort.

Soepschildpad: Voor de Soepschildpad is het een ander verhaal. Deze soort is sterk afhankelijk van zeegrasvelden. De zeegrasvelden van beide eilanden zijn zeer beperkt in omvang en in recente jaren zijn deze aangetast door het invasieve zeegras *Halophila stipulacea* (Debrot et al., 2012; Willette et al., 2014). Het effect dat dit zal hebben op de voedselkwaliteit en beschikbaarheid lijkt niet gunstig te zijn (Becking, pers. comm.). Wat wel bekend is, is dat het potentiële areaal aan zeegras habitat voor Bonaire in de afgelopen 30 jaar is afgenomen met gemiddeld meer dan 2 ha per jaar (Hylkema et al., 2014).

Verstoring

Binnen Caribisch Nederland zijn de meeste traditionele bronnen van directe mortaliteit (vangst voor consumptie) beperkt. De nieuwe oorzaken van mortaliteit zijn slechte strandkwaliteit en desorientatie door licht vanaf land waardoor dieren op de legstranden het land inkruipen waar zij vervolgens doodgaan door uitdroging in plaats van naar de zee terug te kruipen (Salmon, 2003). Dit geldt voor zowel uit het ei gekomen jongen als voor eier-leggende vrouwtjes.

Door intensief strandgebruik voor recreatie en toerisme worden nesten zeer kwetsbaar voor vertrapping in de week voordat de dieren uit het nest komen. Hierdoor is het noodzakelijk geworden om nesten te markeren en af te zetten.

Recentelijk is er een toename van incidentele hoge influx van het bruinwier Sargassum. In dikke drijvende matten van Sargassum kunnen net uitgekomen schildpadjes verstrikt raken. Op het strand kan zo'n laag het uit het nest komen bemoeilijken. Bovendien kunnen bij het ontbinden van zo'n laag Sargassum anaerobe condities ontstaan die alle leven doodt, zowel fauna als flora. In één geval (Lagoen op Bonaire) zijn de zeegrasbedden door het Sargassum tijdelijk afgestorven. Mechanisch verwijderen van Sargassum kan nesten vernietigen.

Minimum grootte duurzame populatie

Op basis van recente genetische en migratiegedrag-studies (e.g. Esteban et al., 2015; Becking et al., 2016) lijkt het dat de uitwisseling die tussen schildpadden van verschillende nestlocaties plaatsvindt, voldoende is om genetische diversiteit te behouden. Voorop staat echter dat deze soorten bestaan uit regionale populaties, waaraan de vele kleinere eilandelijke nestpopulaties een belangrijke bijdrage leveren. Op puur eilandelijke schaal beschouwd kan gesteld worden dat de nu aanwezige nestpopulaties ver onder het MVP liggen voor het duurzaam voortbestaan. Daarom is bescherming van zeeschildpadden buiten de grenzen van Caribisch Nederland een topprioriteit voor het duurzaam voortbestaan van deze soorten binnen Caribisch Nederland.

3.8.4 Huidige verspreiding en referentiewaarde

De huidige neststranden worden elders uitgebreid behandeld (Laloë et al, 2015; STCB, 2014). De belangrijkste observatie hieromtrent is dat de huidige neststranden alleen een kleine subset zijn van zowel de voormalig belangrijke neststranden en de in de toekomst potentieel te herstellen neststranden (Fig 3.8.1; STCB, 2014). De belangrijkste foerageergebieden binnen Caribisch Nederland zijn tot dusver alleen voor Bonaire redelijk in kaart gebracht (Fig. 3.8.1; STCB, 2014). Voor St. Eustatius is weinig bekend over de foerageergebieden maar wel over de neststranden.

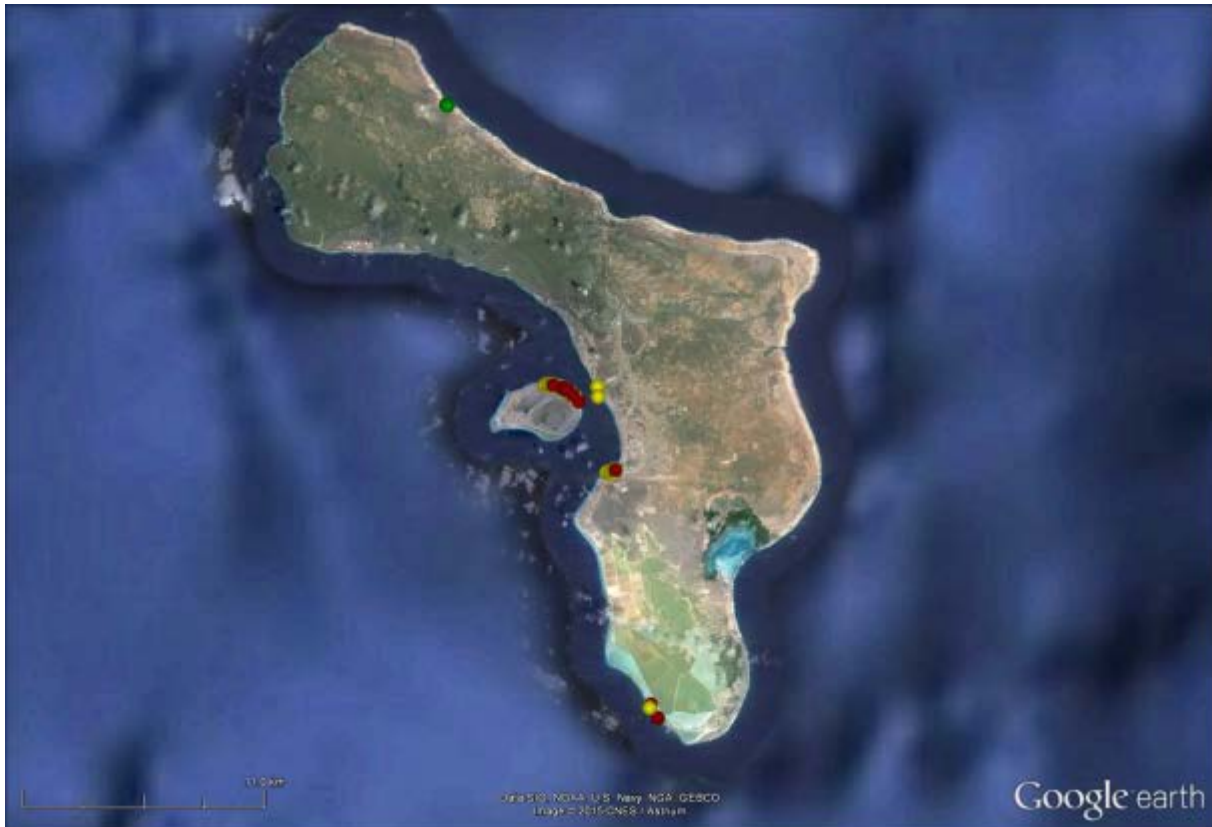


Fig. 3.8.1 – Kaart met de verspreiding van nesten voor Soepschildpad (groen), Onechte Karetschildpad (rood), en Karetschildpad (geel) op Bonaire en Klein Bonaire in het 2014 nestseizoen (Bron: STCB, 2014).

In het verleden was het aantal zeeschildpadden in Caribisch Nederland vele malen groter en werden ze ook 'geogst'. Heel veel stranden zijn echter door de mens gewijzigd of zodanig in gebruik genomen dat deze minder of niet meer bruikbaar zijn als neststrand. Ook zijn veel stranden excessief gemijnd voor zand (e.g. Sybesma, 1992). Zonder een dikke zandlaag zullen schildpadden vaak geen eieren leggen, of wanneer ze dat wel doen, komen de eieren niet goed uit, en wordt de sekse-ratio van de jonkies geheel verstoord (Laloë et al., 2016). Bovendien zijn in de afgelopen eeuwen de populaties zeeschildpadden (vooral de Karetschildpad) door vangst voor consumptie en snuisterijen teruggebracht tot fracties van hun oorspronkelijke aantallen.

3.8.5 Beoordeling landelijke Svl

Trends

Kwantitatieve informatie over de zeeschildpadden van Caribisch Nederland begint slechts de laatste jaren beschikbaar te komen. De meeste gegevens zijn beschikbaar van Bonaire waar schildpadden al ruim vijftien jaar lang systematisch gemonitord worden. Terwijl hieruit duidelijk is dat zeeschildpadden talrijker aan het worden zijn (Debrot et al., 2005), betreft dit mogelijk vooral de dieren die de eilanden gebruiken als foerageergebied. Wanneer alle soorten samen beschouwd worden, lijkt er een matige toename te zijn in het aantal nesten op Bonaire (Fig. 3.8.2). Ook voor St. Eustatius lijkt er een toename, maar dit is over deze periode geen statistische significante trend (Fig. 3.8.3).

Total number of turtle nests, Bonaire (Main island and Klein Bonaire, 2002-2015)

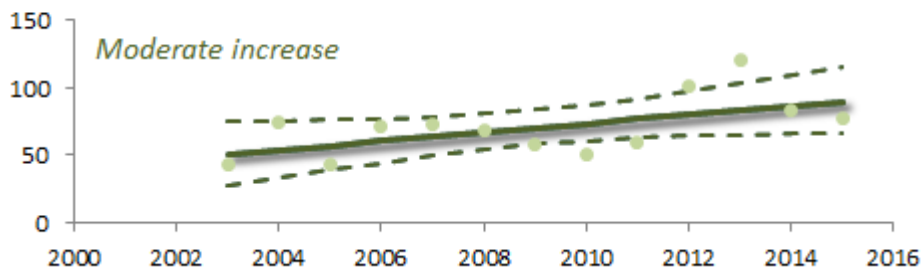


Fig. 3.8.2 – Het aantal jaarlijkse zeeschildpaddennesten op Bonaire (bron: DCBD 2017). (<http://www.dcbd.nl/monitoring/sea-turtles>).

Total number of turtle nests, St. Eustatius (2002-2015)

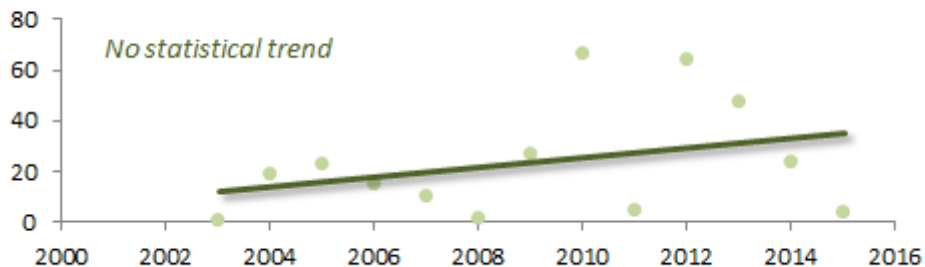


Fig. 3.8.3 – Het aantal jaarlijkse zeeschildpaddennesten op St. Eustatius (bron: DCBD, 2017). (<http://www.dcbd.nl/monitoring/sea-turtles>).

Recente ontwikkelingen

De meeste ontwikkelingen zijn reeds langere tijd gaande. Als echt recent kan genoemd worden:

- de zeer snelle invasie van foerageergebieden van de Soepschildpad door de uitheemse zeegras *Halophila stipulacea* (Debrot et al., 2012; Willette et al., 2014);
- de wederopbloei van een grotendeels vergeten ziekte, de fibropapilloma (een virus dat tumoren veroorzaakt) (Williams et al., 1994; STCB, 2014, 2015).
- Significante nieuwe kennis en inzichten: m.n. a) de penibele staat van sommige van de belangrijkste neststranden van Caribisch Nederland en de nadelige gevolgen daarvan op nestsucces (e.g. Laloë et al., 2015), b) het migratiegedrag van de schildpadden in grote mate bepaalt met welke regionale landen Caribisch Nederland vooral moet samenwerken om het voortbestaan van Caribisch Nederlandse nestpopulaties veilig te stellen.

Beoordeling verspreiding: matig ongunstig

Er hapert weinig aan de verspreidingsmogelijkheid voor zeeschildpadden. Wanneer stranden beter worden beschermd en beheerd en het aantal zeeschildpadden zou toenemen, dan zal het aantal neststranden, ook in Caribisch Nederland (behalve Saba), ongetwijfeld aanzienlijk uitbreiden.

Beoordeling populatiegrootte: matig ongunstig

De populatiegroottes van alle soorten liggen ver onder wat normaal te verwachten zou zijn. Regionaal is er voor sommige soorten sprake van toename terwijl andere soorten juist sterk afnemen. Binnen

Caribisch Nederland is er wel een toename te merken van dieren die het gebied benutten als foerageergebied en op Bonaire een lichte toename in de nestpopulatie.

Beoordeling habitat: matig ongunstig

Karetschildpadden en Soepschildpadden komen eilandwijd voor in de ondiepe foerageergebieden van het koraalrif en de zeegrasvelden. De dichtheden van Soepschildpadden waren overall hoger dan voor de Karetschildpad. Van de Soepschildpad komen de hoogste concentraties voor bij de Lac-baai aan de oostkust van het eiland waar de grootste voedselbron voor deze soort te vinden is (Fig. 3.8.4). De foeragerende populatie op die plek die op hetzelfde moment aanwezig is wordt geschat op ongeveer 250 dieren (STCB, 2014) terwijl het mogelijk gaat om een totale populatie van 2000 dieren voor Bonaire (M. Nava, pers. comm.).

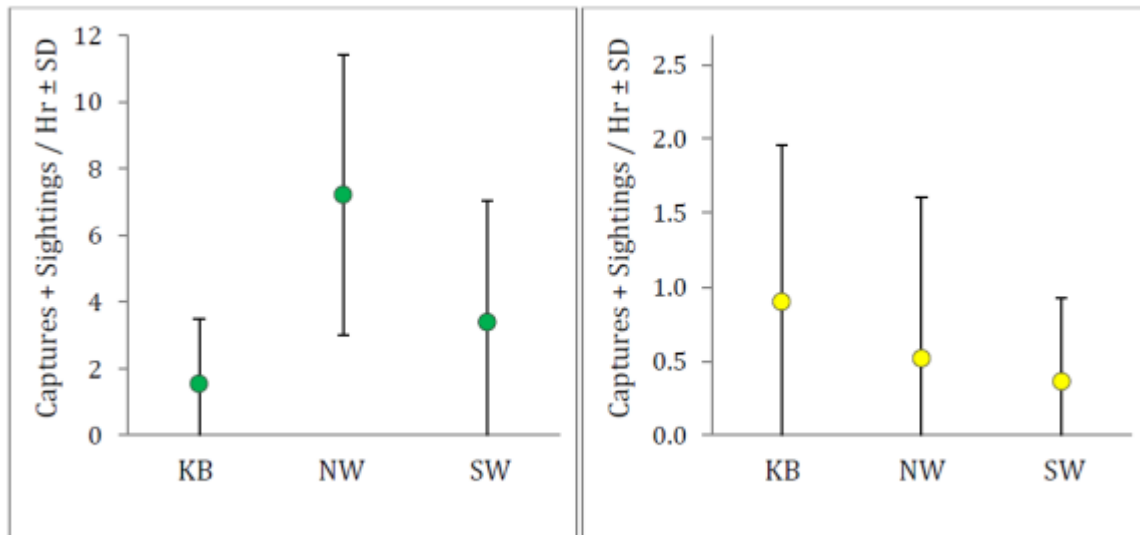


Fig. 3.8.4 – Waarnemingen (en vangsten) van foeragerende zeeschildpadden in diverse kustgebieden van Bonaire per uur (KB: Klein Bonaire; NW: Noordwestkust Bonaire; SW: Zuidwestkust Bonaire) (bron: STCB, 2014).

De neststranden van alle vier de nestende soorten staan onder druk door zandafgraving met name op St. Eustatius en toenemende recreatiedruk op Bonaire. De neststranden op Bonaire worden ook in toenemende mate bedreigd door een invasieve plant (*Scaevola taccada*), kustontwikkeling en lichtvervuiling.

Beoordeling toekomstperspectief: zeer ongunstig

Het toekomstperspectief op lange termijn voor alle zeeschildpadden binnen het Caribisch gebied blijft zeer onzeker. De beschikbare data geven voorts geen indicatie dat de nestpopulaties van Caribisch Nederland aan het toenemen zijn, met uitzondering van een mogelijk lichte toename op Bonaire. Dit zou mede kunnen liggen aan het geringere aantal monitoringsjaren en lagere aantallen nesten op St. Eustatius. Op zijn best zijn de populaties stabiel te noemen. De geschiktheid van nesthabitat binnen Caribisch Nederland staat reeds erg onder druk (Laloë et al., 2016; STCB, 2014). Als het beheer en management van zandstranden niet integraal aangepast wordt, zal geschikt nesthabitat een ernstige beperking zijn. Klimaatverandering zal de geschiktheid en beschikbaarheid (zeeniveaustijging gecombineerd met zwaardere stormen) van neststranden verder aantasten (Fish et al., 2005).

De zeegrasvelden van beide eilanden zijn in recente jaren aangetast door de invasieve zeegrassoort *Halophila stipulacea* (Debrot et al., 2012; Willette et al., 2014). Het is niet duidelijk wat voor effect dit zal hebben op de foerageermogelijkheden voor de Soepschildpad waarvoor zeegras de belangrijkste voedselbron is. Er is wel aangetoond dat de soort wordt gegeten door de Soepschildpad (Becking et al., 2014).

Klimaatverandering en zeespiegelstijging dreigen de neststranden geheel te vernietigen of ongeschikt te maken (Fish et al., 2005).

Aspect Zeeschildpadden	2017
Verspreiding	Matig ongunstig
Populatiegrootte	Matig ongunstig
Habitat	Matig ongunstig
Toekomstperspectief	Zeer ongunstig
Beoordeling Landelijke Svl	Zeer ongunstig

3.8.6 Aanbeveling landelijke instandhoudingsdoelstelling en streefbeeld

Behoud en verbetering van de kwaliteit van neststranden en foerageergebieden ten behoeve van een uitbreiding van de populaties. Voor het natuurbeleid Caribisch Nederland worden de volgende doelen aanbevolen:

Het bereiken van in de tijd positieve trends voor:

- Nestpopulaties;
- Foerageerpopulaties;
- Nestsucces voor de drie meest bedreigde soorten (Karetschildpad, Soepschildpad en de Lederschildpad);
- Verspreiding van nesten naar meer stranden.

Subdoelen:

- Beheer en interventies om de strandkwaliteit van suboptimale stranden te verbeteren en te herstellen (waaronder evt. strand-dimensies, zanddiepte en kwaliteit, natuurlijke begroeiing, beheersing van verstoring);
- Internationale samenwerking uitbreiden (niet alleen regionaal maar ook bilateraal richting Nicaragua en Venezuela) om gezamenlijk de bedreigingen buiten de grenzen van Caribisch Nederland in te perken;
- Een nieuw beheersplan opstellen op basis van de vele nieuwe kennis en inzichten. Het huidige STRAP (Sea Turtle Recovery Action Plan) (Sybesma, 1992) is sterk gedateerd.
- Essentiële monitoring verrichten om de status te kunnen evalueren en om de doeltreffendheid van interventies te kunnen beoordelen en deze adaptief aan te passen.

3.8.7 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Onechte karetschildpad: De bedreigingen verschillen van gebied tot gebied en in de tijd. De belangrijkste soorten bedreigingen voor schildpadden zijn beschreven door Wallace et al. (2011). Afhankelijk van de soort en het gebied kunnen dit factoren zijn als bijvangst, vangst en bejaging, kustontwikkeling, vervuiling en ziektes, en klimaatverandering. Voor de Onechte Karetschildpad werd mortaliteit als gevolg van bijvangst aangemerkt als de ernstigste bedreiging wereldwijd, gevolgd door kustontwikkeling en bejaging voor vlees en/of eieren (Casale en Tucker 2015).

Karetschildpad: De belangrijkste bedreigingen voor het voortbestaan van de soort zijn (Mortimer en Donnelly, 2008):

- het verzamelen van eieren, en;
- vangen van volwassen dieren voor de consumptie;
- ontwikkeling van stranden voor toerisme;
- de massale degradatie van koraalriffen door klimaatverandering en ander menselijke factoren;
- het paren met andere soorten wanneer de eigen soort schaars wordt;
- verstrikt raken in visnetten;
- hogere kwetsbaarheid voor olie vervuiling.

Soepschildpad (of Groene Zeeschildpad): De soort is bijzonder kwetsbaar voor afnames vanwege blootstelling aan menselijke invloeden in alle levensstadia. Voor de Soepschildpad is gerichte oogst van eieren en nestelende vrouwtjes op neststranden en zowel jonge als volwassen dieren vanuit foerageergebieden een probleem. Helaas blijft de oogst van dieren in vele landen nog toegestaan ondanks de grote afnames in aantallen (Seminoff, 2004).

Warana: Warana's zijn onderhevig aan populatie-afnames vanwege de trage groei in combinatie met menselijke beïnvloeding in verschillende levensstadia, diverse habitats (zoals neststranden, migratieroutes en pelagische foerageergebieden) en op uitgestrekte geografische schaal (Abreu-Grobois en Plotkin, 2008). De aantasting, transformatie en vernietiging van natuurlijke omstandigheden vanwege kustontwikkeling, vormt een ernstige bedreiging voor het voortbestaan van veel neststranden. Historisch gezien was het neststrand van Eilanti in Suriname het belangrijkste neststrand voor de West-Atlantische subpopulatie. Daar was echter in 2005 al bijna sprake van gehele teloorgang van de broedkolonie. Daarentegen zijn er in dezelfde periode grote toenames te zien in de kolonies van Frans Guyana (Abreu-Grobois en Plotkin, 2008).

De kernbedreigingen voor zeeschildpadden zijn weergegeven in onderstaande tabel.

Kernbedreigingen		Management implicaties
Legale en illegale bevissing buiten Caribisch Nederland tijdens de migratie:	De gerichte maar ook niet opzettelijke vangst van zeeschildpadden en leeghalen van nesten is internationaal de nog steeds de grootste directe bedreiging aan het voortbestaan van zeeschildpadden.	<ul style="list-style-type: none"> • Samenwerking en druk uitoefenen (op landen waarheen onze zeeschildpadden migreren) in internationaal verband is essentieel • Schadelijke vistuig verbieden • De vangst en consumptie van schildpadden en schildpaddeneieren verbieden
Aantasting en verstoring van neststranden:	<p>Aanslag op en aantasting van het nesthabitat door kustontwikkeling en verstoring door de mens (STCB, 2014).</p> <p>Nesten worden gemakkelijk vertrapt door recreanten, of opgegraven door loslopende huisdieren. Jonge schildpadden raken gedesoriënteerd door stadsverlichting en vinden de zee niet. Zand wordt geoogst waardoor zanddiepte en kwaliteit wordt benadeeld.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Opstellen van nieuwe richtlijnen voor strandgebruik en ontwikkeling • Verbieden van de oogst van zand • Maatregelen nemen om de zand-diepte en kwaliteit te verbeteren • Loslopende huisdieren weren • Wetshandhaving • Bewustwording
Vervuiling:	Volwassen dieren zijn kwetsbaar voor plasticvervuiling op zee en het uitkomen van pasgeboren schildpadden wordt door zwerfvuil op stranden verhinderd.	<ul style="list-style-type: none"> • Beperking en management van vervuiling op neststranden. • Internationale samenwerking aangezien de vervuiling binnen het Caribisch gebied extreme proporties aanneemt.
Verlies en degradatie van foerageerhabitat:	Dit geldt vooral voor de Soepschildpad (of Groene Zeeschildpad) en de Karetschildpad die afhankelijk zijn van gezonde zeegrasvelden en koraalriffen.	<ul style="list-style-type: none"> • Habitatmanagement en behoud vooral van kwetsbare koraalriffen en zeegrasgebieden.
Klimaatverandering:	Vooral kust en zoetwater gebonden soorten zullen getroffen worden maar mogelijk ook pelagische	<ul style="list-style-type: none"> • Internationaal bijdragen aan de lobby voor vermindering van CO₂-uitstoot.

Kernbedreigingen		Management implicaties
	soorten vanwege veranderingen in zeestromingen	<ul style="list-style-type: none"> • Kwetsbare habitats speciaal beschermen voor verhoogde veerkracht.
Invasieve soorten:	Honden en varkens graven nesten op en de invasieve plant Beach Naupaka kan mogelijk obstructie vormen op neststranden. Het invasieve zeegras <i>Halophila stipulacea</i> tast zeegrasvelden aan	<ul style="list-style-type: none"> • Het terugdringen en of beheren van invasieve soorten op de belangrijkste neststranden.

3.8.8 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Vergeleken met andere conserveringsprioriteiten is de kennis die in afgelopen jaren is opgebouwd redelijk. De kennis is voldoende om de problemen helder te krijgen. Er worden behalve monitoring echter weinig concrete management-interventies genomen. Mogelijkheden om stranden te verbeteren in geschiktheid (zanddiepte, kwaliteit, kanalisering afstroom regenwater) dienen onderzocht te worden. Wanneer daartoe besloten zou worden is gerichte monitoring essentieel om de doeltreffendheid van de interventies te beoordelen.

Bronnen

- Abreu-Grobois, A & Plotkin, P. (IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group), 2008. *Lepidochelys olivacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11534A3292503.. Downloaded on 18 April 2017.
- Becking, L.E., van Bussel, T. C., Debrot, A. O. and M.J. Christianen, 2014. First record of a Caribbean green turtle (*Chelonia mydas*) grazing on invasive seagrass (*Halophila stipulacea*). Caribbean Journal of Science, 48(2-3), 162-163.
- Becking, L.E., Christianen, M.J.A., Nava, M.I., Miller, N., Willis, S. and R.P. Van Dam, 2016. Post-breeding migration routes of marine turtles from Bonaire and Klein Bonaire, Caribbean Netherlands. Endangered Species Research, 30, 117-124.
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Chaloupka, M., Saba, V.S., Bellini, C., Marcovaldi, M.A. et al., 2017. Ecological regime shift drives declining growth rates of sea turtles throughout the West Atlantic. Global Change Biology.
- Bolten, A.B. and B.E. Witherington, 2003. Loggerhead Sea Turtles. Smithsonian Books, Washington, D.C., USA.
- Casale, P. and A.D. Tucker, 2015. *Caretta caretta*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T3897A83157651. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T3897A83157651.en>. Downloaded on 18 April 2017.
- Campbell CL et al., 2014. Conservation status of hawksbill turtles in the wider Caribbean, western Atlantic and eastern Pacific Regions. IAC Secretariat Pro Tempore, Falls Church, VA
- Debrot A.O., Esteban, N., Le Scao, R., Caballero, A. and P.C. Hoetjes, 2005. New sea turtle nesting records for the Netherlands Antilles provide impetus to conservation action. Caribb J Sci 41: 334–339.
- Debrot, A. O., Erik Houtepen, Erik H. Meesters, Ingrid van Beek, Tania Timmer, Erik Boman, Martin de Graaf, Elze Dijkman, Ellard R. Hunting and David L. Ballantine. 2014. Habitat diversity and bio-diversity of the benthic seascapes of St. Eustatius. IMARES Report C078/14, 43 pp.
- Debrot, A.O., Hylkema, A., Vogelaar, W., Meesters, H.W.G., Engel, M.S., R. de León, W.F. Prud'homme van Reine and I. Nagelkerken, 2012. Baseline surveys of Lac bay benthic and fish communities, Bonaire. IMARES-Wageningen UR Report C129/12. 52 pp.
- Esteban, N., van Dam, R.P., Harrison, E., Herrera, A. and J. Berkel, 2015. Green and hawksbill turtles in the Lesser Antilles demonstrate behavioural plasticity in inter-nesting behaviour and post-nesting migration. Mar Biol 162: 1153–1163.
- Fish, M.R., Cote, I.M., Gill, J.A., Jones, A.P., Renshoff, S. and A.R. Watkinson, 2005. Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean Sea turtle nesting habitat. Conservation biology, 19(2), 482-491.
- Hylkema, A., Vogelaar, W., Meesters, H.W.G., Nagelkerken, I. and A.O. Debrot, 2014. Fish species utilization of contrasting habitats distributed along an ocean-to-land environmental gradient in a

-
- tropical mangrove and seagrass lagoon. *Estuaries and Coasts* 36(1): 107-114. DOI 10.1007/s12237-014-9907-1.
- Laloë, J.O., Esteban, N., Berkel, J. and G.C. Hays, 2016. Sand temperatures for nesting sea turtles in the Caribbean: Implications for hatchling sex ratios in the face of climate change. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 474, 92-99.
- Lundvall S. (2008) Saba Bank, Special Marine Area Management Plan. Department of Public Health and Social Development, Department of Environment and Nature, Willemstad.
- Mortimer, J.A. and M. Donnelly, (IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group), 2008. *Eretmochelys imbricata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T8005A12881238. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T8005A12881238.en>. Downloaded on 18 April 2017.
- Salmon, Michael, 2003. Artificial night lighting and sea turtles. Florida Atlantic University, USA. *Biologist* 50 (4). 163-168.
- Seminoff, J.A. (Southwest Fisheries Science Center, U.S.), 2004. *Chelonia mydas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T4615A11037468. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T4615A11037468.en>. Downloaded on 18 April 2017.
- STCB, 2014. Research and Monitoring of Bonaire's Sea Turtles: 2015 Technical Report. Sea Turtle Conservation Bonaire, Kralendijk, Bonaire. 22 pp.
- STCB, 2015. Research and Monitoring of Bonaire's Sea Turtles: 2015 Technical Report. Sea Turtle Conservation Bonaire, Kralendijk, Bonaire. 19 pp.
- Sybesma, J., 1992. WIDECASST sea turtle recovery action plan for the Netherlands Antilles. Caribbean Environment Programme Technical Report, (11), 63.
- Sybesma, J. and P. Hoetjes, 1992. First record of the olive ridley and of nesting by the loggerhead turtle in Curaçao. *Carib. J. Sci*, 28(1-2), 103-104.
- Wallace, B.P., DiMatteo, A.D., Bolten, A.B., Chaloupka, M.Y., Hutchinson, B.J., Abreu-Grobois, F.A., Mortimer, J.A., Seminoff, J.A., Amorocho, D., Bjorndal, K.A., Bourjea, J., Bowen, B.W., Briseño-Dueñas, R., Casale, P., Choudhury, B.C., Costa, A., Dutton, P.H., Fallabrino, A., Finkbeiner, E.M., Girard, A., Girondot, M., Hamann, M., Hurley, B.J., López-Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M.A., Musick, J.A., Nel, R., Pilcher, N.J., Troëng, S., Witherington, B. and Mast, R.B. 2011. Global conservation priorities for marine turtles. *PLoS ONE* 6(9): e24510. doi: 10.1371/journal.pone.0024510
- Wallace, B.P., Tiwari, M. and M. Girondot, 2013. *Dermochelys coriacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T6494A43526147. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T6494A43526147.en>. Downloaded on 18 April 2017.
- Willette, D. A., Chalifour, J., Debrot, A.O., et al., 2014. Continued expansion of the trans-Atlantic invasive marine angiosperm *Halophila stipulacea* in the Eastern Caribbean. *Aquatic Botany* 112: 98-102.
- Williams Jr, E.H., Bunkley-Williams, L., Peters, E.C., Pinto-Rodríguez, B., Matos-Morales, R., Mignucci-Giannoni, A. A., & Boulon, R.H., 1994. An epizootic of cutaneous fibropapillomas in green turtles *Chelonia mydas* of the Caribbean: part of a panzootic?. *Journal of Aquatic Animal Health*, 6(1), 70-78.

3.9 Grote Kroonslak

Door: Henkens, R.J.H.G., Engel, S., de Graaf, M. en A.O. Debrot

3.9.1 Status

Er komen vijf verschillende soorten kroonslakken voor in de kustwateren van Caribisch Nederland. Dit zijn naast de grote kroonslak *Lobatus gigas* ook *L. costatus*, *L. gallus*, *L. raninus*, *L. pugilis*. Zowel de grote kroonslak als *L. costatus* (karko duru) worden verzameld voor consumptie. Echter, alleen de grote kroonslak geniet internationale bescherming. Tabel 3.9.1 geeft een overzicht van de beschermingsstatus van de grote kroonslak.

Tabel 3.9.1 De status van de grote kroonslak op de IUCN Rode Lijst en overige internationale beschermingslijsten.

Naam				IUCN categorie	SPAW Annex	CMS Annex	CITES Appendix
Wetenschappelijk	Engels	Nederlands	Lokaal				
<i>Strombus gigas</i> ; <i>Lobatus gigas</i>	Queen Conch	Grote Kroonslak; Roze vleugelhoorn; Koninginneshoren; Koninginneschelp	Karko	-	3	-	II

3.9.2 Kenschets

Beschrijving

De Grote Kroonslak (*Strombus gigas*) is een zeeslak die in 3-5 jaar tijd tot een maximum lengte van ruim 30 cm en 2,3 kg groeit. De soort heeft gescheiden seksen en reproduceert via inwendige bevruchting. Vrouwtjes leggen ei-massa's van honderden tot duizenden eitjes, die na ongeveer 5 dagen uitkomen. De larven zweven vervolgens 18-40 dagen als plankton in de waterkolom alvorens zich te settelen op het sediment alwaar ze metamorfoserend tot de adulte vorm. Op het sediment voeden ze zich met algen en detritus en op zeegras voeden ze zich met epifyten. De Grote Kroonslak is een lang levende soort die 20 tot 30 jaar en wellicht 40 jaar oud kan worden. De soort staat bekend om zijn smakelijke vlees en attractieve schelp (bron: US National Oceanic and Atmospheric Administration).

Relatief belang binnen het Caribisch gebied: onbekend

De Grote Kroonslak heeft een ruim verspreidingsgebied, maar als gevolg van overbevissing en stroperij is de soort in zijn gehele verspreidingsgebied afgenomen (Bell et al, 2005). Dat geldt deels ook voor de situatie in Caribisch Nederland, maar rond St. Eustatius en op de Saba Bank blijken gezonde populaties voor te komen (De Graaf et al., 2014). Verreweg de grootste populatie komt voor op de Saba Bank, waar vanaf medio 1990 een moratorium geldt (Meesters et al., 2010). In die tijd werd de soort bevestigd met "hookah" waarbij vanaf de boot lucht werd voorzien aan duikers op de bodem. Intussen is de populatie grotendeels hersteld en worden de aantallen op een diepte tussen 20 en 40 m geschat op gemiddeld 14,4 miljoen volwassen individuen (10,1-19,2 95% betrouwbaarheidsinterval) (de Graaf et al, 2017).

Op de Saba Bank komen volwassen individuen voor op dieptes van 17 tot 58 m, terwijl de hoogste dichtheden voorkomen op dieptes van 22 m, tot zelfs dichtheden van 882 en 861 adulten per hectare op twee locaties (de Graaf et al., 2017). Afhankelijk van de (voormalige) visserijdruk wordt de minimumgrootte van een duurzame populatie beschouwd op 100 tot 570 volwassen exemplaren per hectare (Stoner et al., 2012). Dit betekent dat de Saba Bank nu mogelijk een belangrijke rol speelt in de instandhouding van deze soort in de regio.

3.9.3 Ecologische kenmerken

Habitat

De soort wordt aangetroffen in warme, ondiepe wateren op zand, in zeegrasbedden en koraalriffen, gewoonlijk niet dieper dan 21 meter (bron: US National Oceanic and Atmospheric Administration).

Voedsel

De larven voeden zich met plankton. Op de bodem voeden de dieren zich met algen en detritus.

Minimum grootte duurzame populatie

De Grote Kroonslak reproduceert via inwendige bevruchting. De dieren moeten elkaar wel kunnen vinden en het is dan ook niet verwonderlijk dat de paringsfrequentie sterk afhangt van de populatiedichtheid. Een aantal van 47 volwassen individuen wordt wel gezien als het absolute minimum waarbij nog paring kan worden waargenomen (Stoner et al., 2012; Stoner & Ray-Culp, 2000). Voor een duurzaam reproducerende populatie is echter meer nodig dan dit minimumaantal. Het maakt daarbij echter sterk uit of sprake is van een populatie in een goed beschermd en onbevist gebied, of dat sprake is van een populatie op (voormalige) visgronden. Op (voormalige) visgronden blijken de grootste, goed reproducerende exemplaren selectief te zijn verwijderd, wat resulteert in de dominantie van kleine, dikwandige exemplaren met een veel lagere paringsfrequentie. In het beschermde onbeviste gebied wordt de optimale paringsfrequentie bereikt bij 100 volwassen individuen per hectare. Op twee (voormalige) visgronden bleek die optimale paringsfrequentie echter te liggen bij 350 en 570 volwassen individuen. Ook het uitzetten van gekweekte exemplaren bleek hier niet veel aan te kunnen veranderen (Stoner et al., 2012). De onderzoekers benadrukken dan ook het behoud van een gezonde populatie structuur. Op basis van deze cijfers, zullen ook de minimum groottes van duurzame populaties in Caribisch Nederland variëren, afhankelijk van de visserij en stroperijdruk. Voor de gezond geachte populatie op St. Eustatius kan de minimum populatiegrootte worden gesteld op 100 volwassen individuen per hectare. Voor andere voorheen sterk beviste populaties, kan de minimum grootte van een duurzame populatie worden gesteld op 100 tot 570 volwassen exemplaren per hectare.

3.9.4 Huidige verspreiding en referentiewaarden

De Grote Kroonslak komt voor in de gehele Caribische Zee en de Golf van Mexico, van de Bermuda-eilanden in het noorden tot aan de noordkust van Brazilië (Fig. 3.9.1; bron: NOAA). Fig. 3.9.2 geeft een indicatie van het voorkomen op de Saba Bank.



Fig. 3.9.1 – Verspreiding van de Grote Kroonslak (bron: NOAA website 2017).

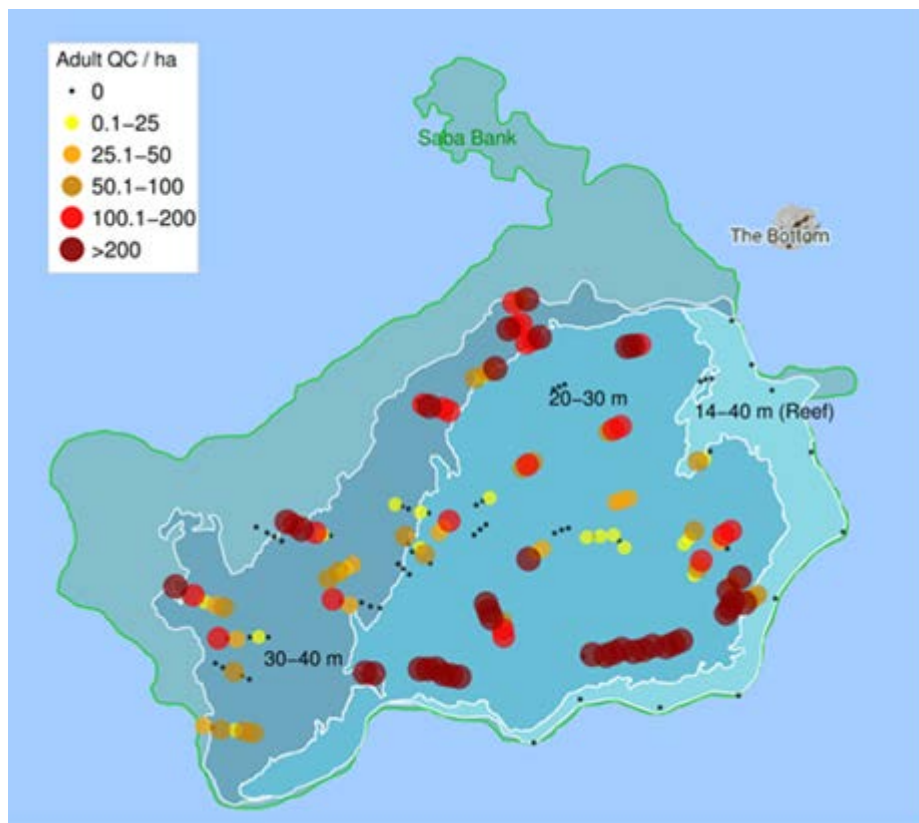


Fig. 3.9.2 – Dichtheid van volwassen Grote Kroonslak (aantal QC (Queen Conch) per hectare) op de Saba Bank. Groen: omtrek Saba Bank. Lichtblauw: 20 -30 m diepte interval; Donkerblauw 30-40 m diepte interval. Elk punt op de kaart vertegenwoordigt de dichtheid van de Grote Kroonslak van 1 transect (De Graaf et al., 2017).

3.9.5 Beoordeling landelijke Svl

Trends

Na jaren van overbevissing wordt licht herstel van de populaties van de Grote Kroonslak waargenomen op Bonaire, maar de meetgegevens zijn nog te summier om lange-termijn trends vast te kunnen stellen (Fig. 3.9.3). Het Conch Restoration Project op Bonaire (2010-2013) en eerdere studies (Engel, 2008) hebben desalniettemin veel informatie opgeleverd over de dichtheid, verspreiding, reproductie en bedreigingen van de soort. In 1999 werden 22 (niet alleen volwassen) individuen per hectare aangetroffen, wat in 2007 was verdubbeld naar 44 (Engel, 2008). Weliswaar een licht herstel, maar nog altijd ver onder het beoogde minimum van 100-570 volwassen individuen (Stoner et al., 2012). Bovendien wordt in Lac-baai op Bonaire in sommige jaren tot 7% van het aantal waargenomen individuen gestroopt (Fig. 3.9.4). Dat is weliswaar onder de maximaal 8% 'oogst' van adulte individuen die wordt geadviseerd in het Queen Conch Expert Workshop Group Report (in Boman et al, 2016), maar aangezien in Lac-baai (waarschijnlijk) nog geen sprake is van een duurzame populatie doet iedere vorm van 'oogst' afbreuk aan het streven naar een duurzame populatie.

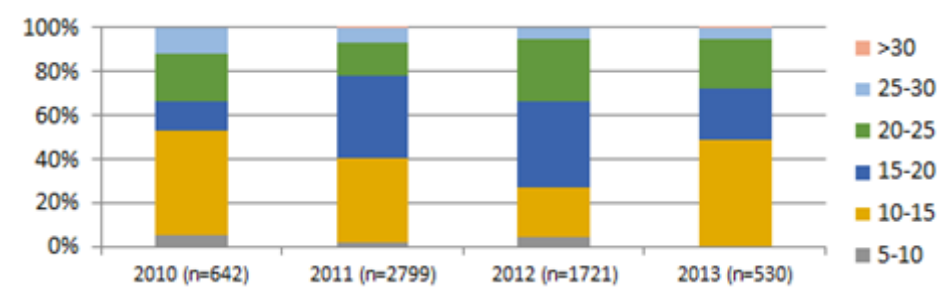


Fig. 3.9.3 – Lengteklassen van waargenomen individuen (n) van de Grote Kroonslak tussen 2010 en 2013 in Lac-baai, Bonaire (bron: www.dcbd.nl).

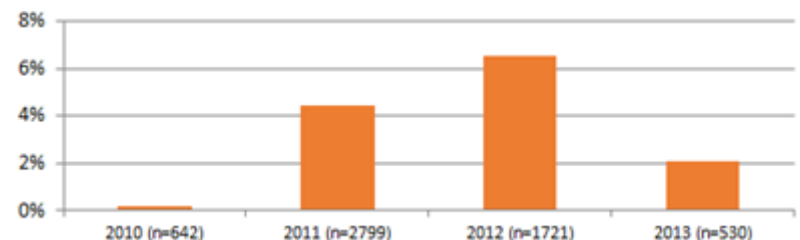


Fig. 3.9.4 – Stroperigheid van de Grote Kroonslak in Lac-baai (2010-2013) als percentage van het aantal waargenomen individuen (n) per jaar (bron: www.dcbd.nl).

Anders is het gesteld met de Saba Bank. Dankzij een algeheel moratorium vanaf 1996 is de dichtheid van de Grote Kroonslak dusdanig hersteld (Fig 3.9.2 en Fig 3.9.5) dat in bepaalde delen zelfs bevissing weer toegestaan zou kunnen worden (De Graaf et al., 2017)

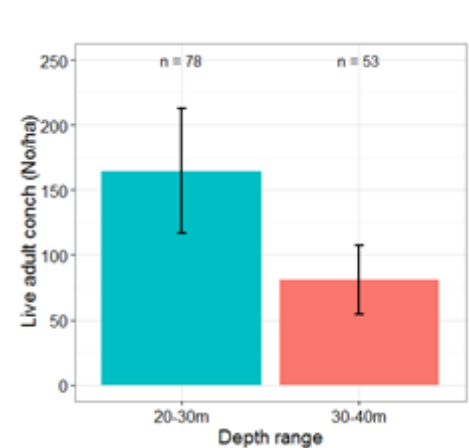


Fig. 3.9.5 – Gemiddelde dichtheid van levende volwassen Grote Kroonslakken op de Saba Bank (aantal/hectare) per dieptezone, met 95% betrouwbaarheidsinterval (Bron: de Graaf et al., 2017).

Recente ontwikkelingen

Momenteel worden er door het management van mariene parken plannen ontwikkeld om dit bijzondere weekdier te beschermen. De visserij wordt gereguleerd en er is een verbod op het vissen van jongvolwassen dieren om een duurzame oogst te waarborgen. De controle op naleving laat echter veel te wensen over. Op Bonaire is een algemeen verbod op het vissen van de Grote Kroonslak (Natuurverordening Bonaire). Voor St. Eustatius wordt duurzame ambachtelijke visserij mogelijk geacht evenals voor de Saba Bank waar de populatie aantoonbaar is hersteld na bijna 20 jaar moratorium (de Graaf et al., 2014, 2017).

Beoordeling verspreiding: gunstig

De Grote Kroonslak heeft een groot verspreidingsgebied. De soort vormt in het Caraïbisch gebied een meta-populatie en komt ook voor op alle Nederlandse Caribische eilanden. Doordat de larven 18-40 dagen als plankton in de waterkolom zweven kunnen ze door zeestromen ruim worden verspreid. Voor Bonaire worden de ca. 60 km oostelijk gelegen Los Aves eilanden als een brongebied beschouwd, al heeft planktonbemonstering tussen Los Aves en Bonaire dit nog niet aangetoond (Prent, 2013). De natuurlijke verspreiding van de Grote Kroonslak wordt beoordeeld als gunstig.

Beoordeling populatiegrootte: matig ongunstig

De populaties zijn in het gehele verspreidingsgebied sterk overbevestigd (Theile, 2001, 2003; Catarci, 2004). Daardoor resten er in ondiepe wateren slechts kleine populaties (Davis, 2003; White, 2005; van Rijn, 2013), ook in Caribisch Nederland. Containers vol werden geoogst, meestal door visserijbedrijven van buiten de Antillen, welke werden verscheept naar andere landen. Pas nadat de Antilliaanse Kustwacht in 1996 werd opgericht, werd het mogelijk om buitenlandse schepen te weren en het vangen van de Grote Kroonslak aan banden te leggen (Hoetjes & Carpenter, 2010). Stroperij binnen deze kleine (nog) niet duurzame populaties is een groot probleem. Zo waren er eind jaren 80 op Bonaire succesvolle pogingen om de soort te kweken (Hensen, 1991; Hensen & Grashof, 1994), maar werden uitgezette individuen meteen weggevangen (pers. med. S. Engel). Sinds 1996 is het op Bonaire wettelijk verboden om de Grote Kroonslak te vangen, maar handhaving op stroperij blijkt lastig. De dieren leven in ondiep water (< 3 m) van Lac-baai waardoor ze makkelijk te vangen zijn.

De SvI van de huidige populaties van Bonaire worden beoordeeld als zeer ongunstig, die van St. Eustatius en de Saba Bank als gunstig. Gemiddeld genomen wordt de populatie van Caribisch Nederland beschouwd als matig ongunstig.

Beoordeling habitat: gunstig

De soort komt voor in ondiepe wateren op zandbodems, zeegrasvelden en koraalriffen. Deze habitats staan sterk onder invloed van lokale bedreigingen vanaf het land, zoals sedimentatie, vervuiling en invasieve soorten, maar ook mondiale bedreigingen zoals klimaatverandering. Of dit verslechterde habitat van invloed is op de Grote Kroonslak is vooralsnog de vraag. De soort voedt zich met algen en detritus en blijkt bijvoorbeeld ook voor te komen op invasieve zeegrassen (Becking et al, 2014). Het huidige habitat wordt vooralsnog beoordeeld als gunstig.

Beoordeling toekomstperspectief: matig ongunstig

De belangrijkste bedreiging van de soort, overbevestiging dan wel stroperij, wordt momenteel aangepakt binnen Caribisch Nederland. De mariene parken ontwikkelen plannen om de Grote Kroonslak te beschermen. De commerciële visserij wordt gereguleerd en er is een verbod op het vissen van jongvolwassen dieren. Er is echter geen controle op naleving. Op Bonaire is een algemeen verbod al is stroperij een bron van zorg. De degradatie van het habitat kan op termijn een negatief effect op de Grote Kroonslak gaan hebben. Het toekomstperspectief wordt derhalve beoordeeld als matig ongunstig.

Aspect Grote Kroonslak	2017
Verspreiding	Gunstig
Populatie grootte	Matig ongunstig
Habitat	Gunstig
Toekomstperspectief	Matig ongunstig
Beoordeling Landelijke SvI	Matig ongunstig

3.9.6 Aanbeveling nationale instandhoudingsdoelstellingen

Uitbreiding omvang en verbetering kwaliteit leefgebied ten behoeve van een uitbreiding van de populatie.

Voor een duurzame populatie ligt het streefbeeld op een populatie van 100-570 volwassen exemplaren per hectare. De ondergrens van 100 ligt bij goed beschermde gebieden met een gezonde populatiestructuur. De bovengrens richting circa 570 volwassen individuen per hectare ligt bij (voormalige) visgronden met een afwijkende onnatuurlijke populatiestructuur.

3.9.7 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Belangrijkste bedreigingen		Management implicaties
Overbevising	Het wegvangen van volwassen exemplaren, waardoor de populatiestructuur veranderd en de aantallen afnemen tot onder de minimum grootte van een duurzame populatie.	<ul style="list-style-type: none">• Instellen van mariene parken waar visserij niet is toegestaan.• Stimuleren van duurzame visserij buiten de beschermde gebieden.• Wetshandhaving• Stimuleren van het beheer van duurzame populaties in potentiële brongebieden van naburige Caribische (ei)landen.
Stroperij	Illegale visserij t.b.v. de eigen consumptie.	<ul style="list-style-type: none">• Beperking lokale visserij• Wetshandhaving
Habitat degradatie	Degradatie van ondiepe zeegrasvelden en koraalriffen, vooral als gevolg van bedreigingen vanaf het land, zoals watervervuiling en erosie en sedimentatie a.g.v. overbegrazing. Effect op Grote Kroonslak echter nog niet geheel duidelijk.	<ul style="list-style-type: none">• Duurzaam beheer van terrestrische en mariene habitats, o.a. afvalwaterzuivering en beheer invasieve soorten, waaronder loslopend vee.

3.9.8 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

De monitoring data zijn nog te summier en van te korte duur om een lange-termijn trend vast te kunnen stellen. Dergelijke data zijn wel nodig om de instandhoudingsdoelstellingen te kunnen toetsen. Het gaat dan vooral om de populatiegrootte en populatiestructuur, zodat inzichtelijk wordt of al dan niet sprake is van een duurzame lokale populatie.

Bronnen

- Becking, Leontine E., van Bussel, Tineke, Engel, M. Sabine, Christianen, Marjolijn J.A. and Adolphe O. Debrot, 2014. Proximate response of fish, conch, and sea turtles to the presence of the invasive seagrass *Halophila stipulacea* in Bonaire. IMARES, Wageningen UR. Report number C118/14. 35p.
- Bell JD, Rothberg P, Munro JL, Lonergan NR, Nash WJ, Ward RD, Andrew NL. 2005. Restocking and stock enhancement of marine invertebrate fisheries. San Diego: Elsevier Academic Press.
- Boman, Erik Maitz, de Graaf, Martin, Nagelkerke, Leo A.J., van Rijn, Jimmy, Meijer Zu Schlochtern, Melanie and Aad Smaal, 2016. Underwater Towed Video: A Novel Method to Estimate Densities of Queen Conch (*Lobatus gigas*; Strombidae) Across Its Depth Range." Journal of Shellfish Research 35.2: 493-498.
- Catarci, C., 2004. World markets and Industry of selected commercially exploited aquatic species with an international conservation profile. FAO Fisheries Circular No. 990.
- Davis, J.E., 2003. Population Assessment of Queen Conch, *Strombus gigas*, in the St. Eustatius Marine Park, Netherlands Antilles. 15p.
- De Graaf, M., Brunel, T. Nagelkerke, L. and A.O. Debrot. 2017. Status and trends Saba Bank fisheries: 2015. Unpublished WMR-rapport C077/17. 127 pp..
- De Graaf, Martin, M. Meijer zu Schlochtern and E. Boman, 2014. Non-detriment finding regarding the export of Queen conch (*Lobatus gigas*) from St Eustatius (Caribbean Netherlands). No. C173/14. IMARES.

-
- Engel, M.S., 2008. Results of survey Lac Bay, Bonaire for Queen Conch (*Strombus gigas*) and Seagrass characterization in 2007. Prepared for Bonaire National Marine Park, Stinapa.
- Hensen, Roberto R. & Marcel G. I. Grashof, 1994. Fundashon marcultura.: 576-580.
- Hensen, R.R., 1991. Development of aquaculture in the Netherlands Antilles and Aruba. In: G.T. Waugh and M.H. Goodwin (eds), Proceedings of the Fortieth Annual Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Curaçao, Netherlands Antilles, November 1987, vol. 40, 363-366 p.
- Hoetjes, P.C. and K.E. Carpenter KE, 2010. Saving Saba Bank: Policy Implications of Biodiversity Studies. PLoS ONE 5(5): e10769. doi:10.1371/journal.pone.0010769.
- Meesters, H.W.G. , Slijkerman, D.M.E., de Graaf, M. and A.O. Debrot, 2010. Management plan for the natural resources of the EEZ of the Dutch Caribbean. 81 pp.
- Prent, Paulien, 2013. Spatial and size distribution of Queen Conch (*Lobatus gigas*) veligers in relation with ocean surface currents in Lac Bay, Bonaire. Msc Thesis WUR
- Stoner, Allan W., and Melody Ray-Culp, 2000. Evidence for Allee effects in an over-harvested marine gastropod: density-dependent mating and egg production. Marine Ecology Progress Series 202: 297-302.
- Stoner, Allan W., Martha H. Davis, and Catherine J. Booker, 2012. Negative consequences of Allee effect are compounded by fishing pressure: comparison of queen conch reproduction in fishing grounds and a marine protected area." Bulletin of Marine Science 88.1: 89-104.
- Theile, S., 2001. Queen Conch fisheries and their management in the Caribbean. TRAFFIC Europe.
- Theile, S., 2003. Status of the Queen Conch *Strombus gigas* Stocks, Management and Trade in the Caribbean A CITES Review. 56th Gulf and Caribbean Fisheries Institute, 675-694.
- Van Rijn, J., 2013. Initial Queen conch (*Strombus gigas*) studies on St. Eustatius. 37p.
- White, J. 2005. Population Assessment of Queen Conchm *Strombus gigas*, and Spiny Lobster, *Panulirus argus*, in the St. Eustatius Marine Park, Netherlands Antilles. St. Eustatius Marine Park. Accessed at: www.statiapark.org on 04-09-2012

3.10 Visstand

Door: Debrot, A.O. en M. de Graaf

3.10.1 Status

Van oudsher wordt er gevist op de eilanden van Caribisch Nederland en deze visserij leverde tot zo'n vijftig jaar geleden een belangrijke bijdrage aan de eiwitvoorziening van de eilandbevolking. Sindsdien wordt er relatief steeds meer (vis en vlees) ingevoerd uit het buitenland terwijl de lokale visserij in omvang afneemt. Dit laatste heeft onder andere te maken met afnemende visbestanden. De belangrijkste maat voor de gezondheid van de visstand is meestal de omvang van de visserij en de visvangsten. Daarbij wordt uitgegaan van het feit dat de visvangsten en ontwikkeling daarvan meestal een reflectie zijn van de vaak veel moeilijker meetbare visbestanden zelf. Daarbij wordt niet alleen gekeken naar de totale vangst (Catch, oftewel "C") maar ook naar de inspanning (Effort, oftewel "E") die vereist is om een bepaalde vangst te realiseren. In de visserij-jargon wordt dit Catch Per Unit Effort (oftewel "CPUE") genoemd. CPUE is een belangrijke maatstaf voor de abundantie van vis. De totale vangst (C) is dan $CPUE \times E$. In de meeste situaties waarbij abundantie (CPUE) toeneemt zullen de vissers geneigd zijn om meer te gaan vissen (meer inspanning). Meestal is een toename in de vangsten vanuit een bepaald gebied dan ook niet alleen indicatief van een toename in abundantie maar ook van een toename in inspanning. In de analyse van visvangsten is het daarom erg belangrijk beide onderliggende factoren te meten en niet alleen te kijken naar de gerealiseerde vangsten.

Visvangsten zijn als het ware de "polsslag" van de visstand, het totaal aan beviste visbestanden. Pas sinds 2012 worden er met enige regelmaat vangstgegevens verzameld voor de Saba Bank en St. Eustatius en zijn de eerste analyses beschikbaar gekomen (de Graaf et al. 2014, 2015, 2016, 2017). Voor Bonaire is tot nog toe slechts één jaarlange inventarisatie gemaakt van de visserij met een schatting van de vangsten.

Naast visserij-afhankelijke indicatoren van de visstand zijn er ook visserij-onafhankelijke indicatoren. Voor ondiepe koraalriffen in helder water betreft dit meestal visueel getelde aantallen vissen in een bepaald areaal. Dit geeft een maat van de dichtheid van vissen per oppervlakte-eenheid. Voor Caribisch Nederland bestaan er verschillende van zulke studies die momentopnames geven van de status van abundantie van vooral dagvissen (diurne vissen) in delen van het ondiepe koraalrif (Hawkins et al. 2007; Hylkema et al. 2014; Klomp en Kooistra 2003; Steneck and Arnold 2013, Steneck et al. 2011, 2013, 2015, Steneck and McClanahan 2005, , Kuik et al. 2014; Looiengood 2013; Luckhurst en Luckhurst 1978; McLellan 2009; Meesters et al. 1996; Nagelkerken et al 2002; Pattengill-Semmens 2002; Roberts 1995; Roberts en Hawkins 1995; Sybesma et al., 1993; Sandin et al. 2008, Toller et al. 2010; Vlugt 2016). Bij dat soort visuele tellingen worden nachtvissen (nocturne vissen die zich overdag schuil houden) die anders wel in fuiken en netten of tijdens het nachtvissen met handlijnen worden gevangen, vaak grotendeels over het hoofd gezien.

Ondanks het huidige belang van de rifvisstand voor zowel het duiktoerisme als voor de visserij, is het zo dat grote roofvissoorten in de laatste decennia enorm in aantal zijn achteruitgegaan, tot het punt dat ze tegenwoordig nog amper worden gezien door duikers en inmiddels een verwaarloosbaar onderdeel vormen van de vangsten. Vele van deze soorten (zie Tabel 3.10.1) worden thans door de IUCN aangemerkt als kwetsbare en/of bedreigde soorten. Dit geldt ook voor zeer veel van de haaien van Caribisch Nederland die elders (maar niet in dit rapport) uitvoerig worden besproken (Beek et al. 2012, 2014; Overzee et al. 2012). Alle soorten uit de onderstaande tabel kunnen aangemerkt worden als belangrijke "target species" voor de consumptie behalve de Tarpon, Bonefish en de Rainbow Parrotfish. Bij het verdwijnen van belangrijk consumptievissen worden deze laatste soorten wel vaker en vaker zelfs gericht bevestigd voor de consumptie. Als gevolg van de bevissingsdruk wordt de visstand van de riffen (lokale bevissing) en pelagische zone (internationale bevissing elders) van Caribisch Nederland grotendeels gekarakteriseerd door een lage dichtheid aan grote roofvissoorten (Sandin et al., 2008; Pattengill-Semmens, 2002; van Kuik et al., 2015).

Tabel 3.10.1 - Overzicht van vissoorten van Caribisch Nederland die door IUCN een kwetsbare status worden toegeschreven. Alleen drie van deze soorten (*) zijn geen target species voor consumptie.

	Naam				IUCN categorie	SPA W annex	CMS annex	CITES appendix
	Wetenschappelijk	Algemeen	Lokaal	Nederlands				
pelagic	<i>Makaira nigricans</i>	Blue marlin	Blauwpretu		VU	-	-	-
	<i>Kajikia albida</i>	White marlin	Balau blanku		VU	-	-	-
	<i>Thunnus obesus</i>	Bigeye tuna	Buni		VU	-	-	-
	<i>Thunnus alalunga</i>	Albacore	Buni		NT	-	-	-
	<i>Albula vulpes</i>	Bonefish*	Warashi		NT	-	-	-
	<i>Megalops atlanticus</i>	Tarpon*	Tarpon		VU	-	-	-
deepwater	<i>Rhomboplites aurorubens</i>	Vermillion snapper			VU	-	-	-
reeffish	<i>Lutjanus cyanopterus</i>	Cubera snapper	Caranja		VU	-	-	-
	<i>Lutjanus analis</i>	Mutton snapper	Kapitan		VU	-	-	-
	<i>Lutjanus synagris</i>	Lane snapper	Kora spanjo		NT	-	-	-
	<i>Dermatolepis inermis</i>	Marbled grouper	Olitu		NT	-	-	-
	<i>Epinephelus itajara</i>	Goliath grouper	Djukfis		CR	-	-	-
	<i>Epinephelus morio</i>	Red grouper	Djampou		NT	-	-	-
	<i>Epinephelus striatus</i>	Nassau grouper	Jakupepu		EN	-	-	-
	<i>Mycteroperca interstitialis</i>	Yellowmouth grouper	Patachi		VU	-	-	-
	<i>Hyporthodus niveatus</i>	Snowy grouper	Djampou		NT	-	-	-
	<i>Scarus guacamaia</i>	Rainbow parrotfish*	Gutu kedebe		NT	-	-	-
	<i>Lachnolaimus maximus</i>	Hogfish	Hogfis		VU	-	-	-
	<i>Balistes vetula</i>	Queen triggerfish	Pshiporko rabigai		NT	-	-	-

3.10.2 Kenschets

Visstand Bonaire: Gegevens over de visstand voor Bonaire zijn beperkt tot rifvissen in ondiepe water aan de beschermde westkust. De visstand is daarnaast vooral bestudeerd in kleine deelgebieden van het rif (Steneck and Arnold 2013, Steneck et al. 2011, 2013, 2015, Steneck and McClanahan 2005; Hawkins et al. 2007; Hylkema et al. 2014; Luckhurst en Luckhurst 1978; Nagelkerken et al 2002; Pattengill-Semmens 2002; Sandin et al. 2008). De belangrijkste constatering uit deze studies zijn dat Bonaire, vergeleken met veel andere riffen uit de regio hoge dichtheden heeft aan kleine vissen. De meest talkrijke vissen zijn de plankton- en planteneters (Sandin et al. 2008). Vooral grote roofvissen (bv. groupers) zijn zeldzaam geworden aan de westkust (de Graaf et al. 2016). Een vergelijking van speervisvangsten tussen de jaren 50 en 60 en de jaren 90 van de vorige eeuw toont dat grote rifvissen (vooral de grote tandbaarzen (groupers)) voorheen talrijk waren (Debrot en Criens 2005). Deze afname wordt onderstaafd door de in het verleden gedane tellingen (Fig. 3.10.1).

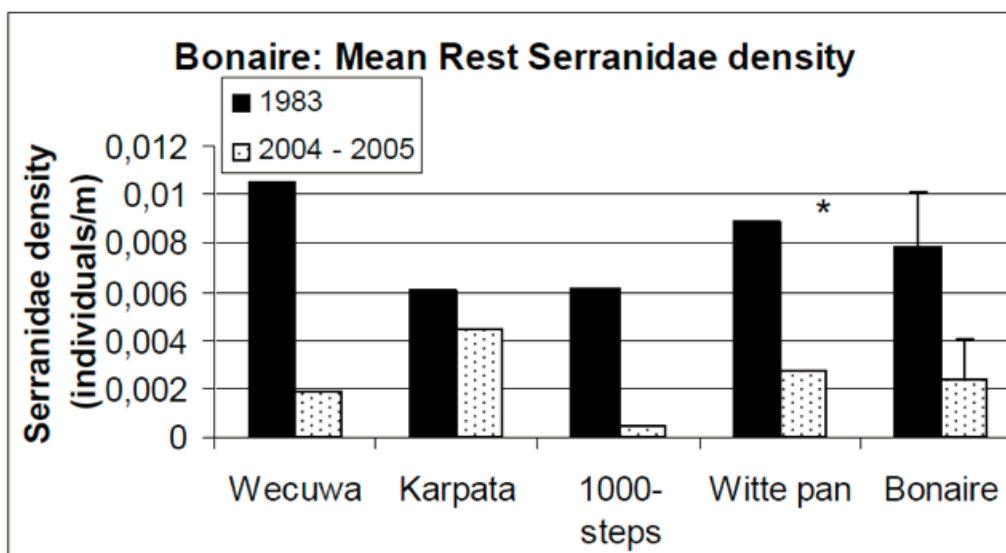


Fig. 3.10.1. – De drastische afname van de grote groupersoorten van Bonaire (bij weglaten van *Epinephelus cruentatus* en *E. fulvus*). Bron: Debrot en Nagelkerken, unpubl. data uit scriptie G. Atsma en J. Bosveld 2006.

Huidige jaarlijkse visvangsten voor Bonaire (met uitzondering van scholende aasvissen maar inclusief pelagische soorten) komen neer op totaal 103 ton per jaar (de Graaf et al. 2016). Het vissen is hoe dan ook een marginale bezigheid. De gemiddelde vangst per dag voor een “grote boot” met twee bemanningsleden en binnen het gemiddelde tijdsbestek van 9,5 uur is 28,1 kg (Graaf et al. 2016), Dit komt neer op gemiddeld 1,5 kg (= ± US\$ 15 per visser per uur). Daar gaan nog alle brandstof en overige kosten van de boot af, hetgeen betekent dat zelfs de “commerciële” visserij op deze manier een marginale bezigheid is. Voor het koraalrif apart bekeken, komen de “commerciële” koraalrifvisvangsten (inclusief coastal pelagics) volgens Schep et al. (2012) neer op een jaarlijkse waarde van ongeveer US\$ 400.000 terwijl de sportvisvangst (met name ook mensen die niet vissen als beroep maar wel vissen voor consumptiedoeleinden) worden geschat op een waarde van bijna US\$ 700.000 per jaar (Schep et al. 2012).

Visstand Saba: De ondiepe koraalrifvisstand van Saba wordt beschreven en vergeleken in een aantal kleine studies (Hawkins et al. 2007; Klomp en Kooistra 2003; Polunin en Roberts 1993; Looiengoed 2013; Roberts 1995; Roberts en Hawkins 1995; Vlucht, 2016). De meest recente studies geven aan dat de dichtheden van grote roofvissen rond Saba veel hoger blijven dan in de rest van het Caribisch gebied (Vlucht, 2016). Dit wordt toegeschreven aan de lage bevissingsdruk rond Saba. Ook voor de koraalriffen van de Saba Bank waren op basis van data uit 2007, de dichtheden van grote roofvissen (grouper en snappers) en haaien hoog vergeleken met de regio (Toller et al., 2010). Inmiddels (2013) lijken de dichtheden van grote roofvissen te zijn afgenomen terwijl haaien onverminderd talrijk zijn gebleven (Stoffers, 2014). Daarnaast wordt de visgemeenschap van de Saba Bank gekenmerkt door de afwezigheid van soorten afhankelijk van zeegrasvelden en mangroven (Toller et al., 2010, Stoffers, 2014). De Sabaanse visserij vindt nagenoeg geheel plaats op de Saba Bank waar de visserij gericht op de langoest verreweg het belangrijkste is (Lundvall, 2008). De jaarlijkse waarde van de visserij, geschat op basis van vangsten uit 2007-2012, komt neer op ongeveer US\$ 1,3 miljoen (uitgaande van vangsten van 83,6 ton Caribische langoest) (Toller & Lundvall, 2008). Daarnaast is de red snapper-visserij de belangrijkste tweede visserij waarin ongeveer 36,5 ton “redfish” wordt gevangen (Boonstra 2014). De visserij van Saba functioneert op basis van 10 vergunninghouders/boten en levert werkverschaffing voor ca. 30 personen (Boonstra, 2014).

Visstand St. Eustatius: De ondiepe koraalrifvisstand voor St. Eustatius wordt besproken in vijf studies (Klomp en Kooistra 2003; Kuik et al. 2014; McLellan 2009; Sybesma et al., 1993; de Graaf et al., 2015). Uit die studies blijkt dat de grote roofvissen van voorheen zijn verdwenen (Sybesma et al., 1993; McLellan, 2009; de Graaf et al., 2015), dat de dichtheid aan herbivoren hoger is in gebieden waar de roofvissen bevestigd worden en dat de visgemeenschappen van het eiland worden gekenmerkt door de afwezigheid van soorten die afhankelijk zijn van mangroven en een schijnbaar hogere dichtheid van haaien (Kuik et al., 2014). De totale jaarlijkse visvangst wordt geschat op 18 ton per jaar (11 t Caribische langoest, 4 ton rifvis, 2 ton kroonslak en 1 ton pelagische vis) (Graaf et al.,

2015). Volgens ECORYS (2010) zouden er ongeveer 15 personen hun kost verdienen in de visserij en de vangsten worden geraamd op een jaarlijkse waarde van ongeveer US\$ 190.000 (Lely et al., 2014), oftewel een bruto jaarvangst van US\$ 12.600 per visser en gemiddeld US\$ 380 bruto per geviste dag.

Beschrijving visserij:

Daar visuele vistellingen verricht met SCUBA-duiken slechts inzicht geven in een klein deel van de visstand van Caribisch Nederland, blijft de visserij zelf de belangrijkste indicator van de staat van de visstand in de kustwateren. In deze sectie wordt daarom kort ingegaan op de visserijsector van elk eiland en wat dit ons vertelt over de visstand.

Visserij Bonaire

De huidige staat van de Bonairiaanse visserij is in sterke mate traditioneel met weinig vernieuwing. Afgezien van gemotoriseerde aandrijving in plaats van zeilen en het gebruik van nylon vislijn en netten in plaats van met katoen gevlochten lijn en netten, worden nagenoeg dezelfde soort boten en technieken ingezet als een eeuw geleden. De vloot bestaat uit ongeveer 84 kleine met buitenboordmotor aangedreven boten en 26 grotere boten van meer dan 7 m, met kajuit en grotendeels diesel-aandrijving. De totale jaarlijkse visvangsten voor Bonaire van ongeveer 103 ton (met uitzondering van kleine scholende pelagische soorten) zijn te verdelen tussen visserij vanaf de kant met werplijnen (\pm 12 ton kleine, benzine-gedreven vissersboten zonder kajuit (\pm 30 ton) en grotere, voornamelijk diesel-gedreven vissersboten groter dan 7 m lengte (\pm 60 ton) (Graaf et al. 2016; Tichelaar 2015).

Vissen vanaf land: Vissen vanaf de kant met handlijnen vangt voornamelijk kleine vissen: *Gerreidae* - Mojarras (26%), *Serranidae* – kleine tandbaarzen (14%), *Carangidae* - horsmakrelen (12%), *Haemulidae* - knorbaarzen (11%), *Lutjanidae* – Snappers (10%). De CPUE is ongeveer 0,59 kg/man-uur (Graaf et al. 2016).

Kleine vissersboten: De kleine vissersboten richten zich voornamelijk op rif-geassocieerde pelagische soorten (zoals Zwartvintonijn, Grote Barracuda en in veel mindere mate de Wahoo) (63%), maar ook rifvis (36%) en echte open-water pelagische soorten (1%). De vangsten betreffen voornamelijk *Scombridae* – vooral tonijn (38%); *Lutjanidae* - snappers (15%) en *Serranidae* - kleine tandbaarzen (14%). CPUE was 0,74 kg/man-uur ($4,46 \pm$ SE 2,34 kg/trip en 6 hr 06 min man-uur) (Graaf et al. 2016).

Grotere vissersboten: Vergeleken met de kleine vissersboten richten de grotere boten zich ook voornamelijk op rif-geassocieerde pelagische soorten (82%), zij richten zich echter in veel mindere mate op rifvis (16%) en slechts beperkt op open-water pelagische soorten (zoals de Goudmakreel, Geelvintonijn, en zwaardvissen) (2%). Drie visfamilies maakten 68% uit van de vangst van de grotere boten: *Sphyraenidae* – Grote Barracuda (28%), *Scombridae* - Wahoo (20%) en *Scombridae* - tonijn (20%). CPUE was 1,6 kg/man-uur ($25,65 \pm$ SE 2,39 kg/trip en 15 hr 52 min man-uur) (Graaf et al. 2016).

Conclusies: Opmerkelijk is de afwezigheid in de vangsten van soorten die volgens de overlevering vroeger zeer belangrijk waren zoals de grote tandbaarzen van het rif en sterk migrerende pelagische soorten zoals de Goudmakreel (dradu, *Corypaena hippurus*), Hawaïaanse Zalm (grastelchi laman, *Elagatis bipinnulata*) en de Geelvintonijn (buní halfashi, *Thunnus albacares*). Vanwege het ontbreken aan historische dataverzameling zijn lange-termijn trends in de ontwikkeling van de visstand van Bonaire onbekend. Op basis van een vergelijking van speervisvangsten tussen de jaren 50 en 60 en de jaren 90, en op basis van vistellingen kan echter wel worden aangetoond dat grote rifvissen (vooral de grote tandbaarssoorten) voorheen talrijk waren (Debrot en Criens 2005; Debrot en Nagelkerken, unpublished data; de Graaf et al. 2016).

Visserij Saba

Vanuit Saba vindt een visserij op de Caribische langoest (*Panulirus argus*) en op de zogeheten "redfish" (red snapper, diep water *Lutjanidae*) plaats op de Saba Bank. De pelagische visserij is verwaarloosbaar. Terwijl 60% van de commerciële visserij zich richt op de Langoest, is 40% van de visactiviteit gericht op "redfish" (Boonstra 2014). Saba stelde in 2006 een moratorium in op de uitgifte van nieuwe commerciële visvergunningen voor de Saba Bank, op grond van dalende vangsten. Sindsdien werden uitsluitend bestaande vergunningen verlengd (en in een paar gevallen overgeheveld

naar een andere visser) en kwamen er geen nieuwe vergunningen meer bij, ook niet van de Visserijcommissie van de Nederlandse Antillen die over de EEZ wateren adviseerde.

Caribische langoest: Deze visserij is pas gestart met de opkomst van het toerisme op St. Maarten in de tachtiger jaren van de vorige eeuw. De langoest wordt op de Saba Bank bevist tot dieptes van circa 45 m door middel van fuiken. Dit betekent dat 84% van de Saba Bank mogelijk over geschikte habitat beschikt voor deze visserij (Toller & Lundvall, 2008). De habitats van de Saba Bank zijn echter tot op heden onvoldoende beschreven en ook niet in kaart gebracht. In 2012 werden er zo' n 1780 fuiken gebruikt in deze visserij (222 fuiken per visser en 8 vissers). Het aantal vissers is inmiddels toegenomen naar 10 en het aantal vallen per visser is toegenomen naar tussen 250 en 300 fuiken (de Graaf et al., 2017). Het aantal "trap sets" is vanaf 2012 tot 2015 toegenomen van ongeveer 48.000 trap sets/jaar naar ongeveer 73.000 trap sets/jaar (de Graaf et al. 2017). De vallen worden gemiddeld elke twee weken leeggehaald. Het grootste deel van de vangst wordt geëxporteerd naar St. Maarten (Dilrosun, 2000). De totale jaarlijkse vangst voor de langoest wordt respectievelijk geschat op 62 t, 92 t en 38 t in 1999, 2007 en 2012 (Fig. 3.10.2). De lagere vangst in 2012 vergeleken met 1999 ligt voor een belangrijk deel aan een veel lagere CPUE (de Graaf et al. 2017). Dit suggereert een vermoedelijke afname in langoest populaties, vergelijkbaar met de regionaal geconstateerde afname in diezelfde periode (van Gerwen 2013; FAO 2011). Sindsdien nemen bevissings-inspanning en gerealiseerde vangsten op de Bank weer gestaag toe voor een totale jaarvangst in 2015 van ongeveer 77 ton. Op basis van modellen lijkt de CPUE vanaf een dieptepunt in 2011 ook weer redelijk snel omhoog te zijn gaan hetgeen mogelijk duidt op hogere populatiedichtheid en aantallen. De recente toenames in totale vangsten zijn dus deels toe te schrijven aan een hogere abundantie (CPUE) maar ook aan een hogere inspanning (Effort). Immers de totale vangst is het eenvoudig product van de inspanning maal de vangst per eenheid inspanning. De jaarlijkse vangstontwikkeling op de Saba Bank sinds 2000 lijkt die van de regionale vangstontwikkeling te volgen die waarschijnlijk op zijn beurt gedreven wordt door regionale patronen in recruitment (de Graaf et al. 2017). Een gezond teken van de visserij is dat de gemiddelde lengte hoog blijft in vergelijking tot de meeste langoest visserijen in de regio (de Graaf et al. 2017).

Koraalvis bijvangst: De langoestvisserij kent een significante bijvangst van koraalrifvissen. Daarvan wordt ongeveer 33% op zee teruggegooid. De drie belangrijkste soorten die aangeland worden zijn de Queen Triggerfish, *Balistes vetula*, de White Grunt, *Haemulon plumierii* en de Red Hind, *Epinephelus guttatus*, die samen meer dan 50% van de aangelande bijvangst vertegenwoordigen. De jaarlijks aangelande koraalvis bijvangst is tussen 2012 en 2015 is toegenomen van 6,6 t tot 13,6 t (vanwege toename van de bevissingsdruk op de langoest). De totale vangsten op de Bank liggen tussen 0,025 en 0,10 t/km²/jr, hetgeen heel laag is vergeleken met de rest van de regio. Dit kan liggen aan de gemiddeld lage visdichtheden op het overgrote deel van de Bank maar ook aan een relatief lage bevissingsdruk. Onderzoek toont aan dat koraalvisbijvangst eenvoudig beperkt kan worden zonder nadelige gevolgen voor de langoestvangst door het gebruik van kleinere visvallen en het aanbrengen van ontsnappingsgleuven.

Bijvangst van haaien: Langoestfuiken vangen regelmatig jonge Verpleegsterhaaien. Het gaat jaarlijks om tussen 1700 en 2400 dieren die bijna allemaal (wellicht) ongedeed terug worden gegooid. Onderzoek naar mogelijke aanpassingen van de kreeftenvallen om de bijvangst van Verpleegsterhaaien te verminderen heeft grote voordelen voor het verminderen van de financiële schade aan vistuigen en visvangst en voor de bescherming van de soort.

Spoekfuiken: In 2012-2015 verloren Sabaanse vissers een gemiddelde van 0,6 langoestfuiken per tocht, wat overeenkomt met een jaarlijks verlies van 400-600 fuiken. Dergelijke verloren fuiken staan bekend als spookfuiken, omdat aangetoond is dat ze ook zonder nieuw aas gewoon door blijven vissen. Experimenten tonen aan dat spookfuiken gemiddeld jaarlijks 2,7 - 7 Langoesten en 2,7 - 3,9 kg koraalvis doden. Voor het totaal aan verloren fuiken, (tevens rekening houdende met hoe lang ze blijven doorvissen) komt dit jaarlijks op een verlies neer van US\$ 23.000 - US\$ 51.000 aan waarde van koraalvis en US\$ 46.000-176.000 aan langoest. Onderzoek wijst uit dat het gebruik van biologisch afbreekbare luiken dit probleem drastisch kunnen beperken zonder van nadeel te zijn voor de visserij (de Graaf et al. 2017).

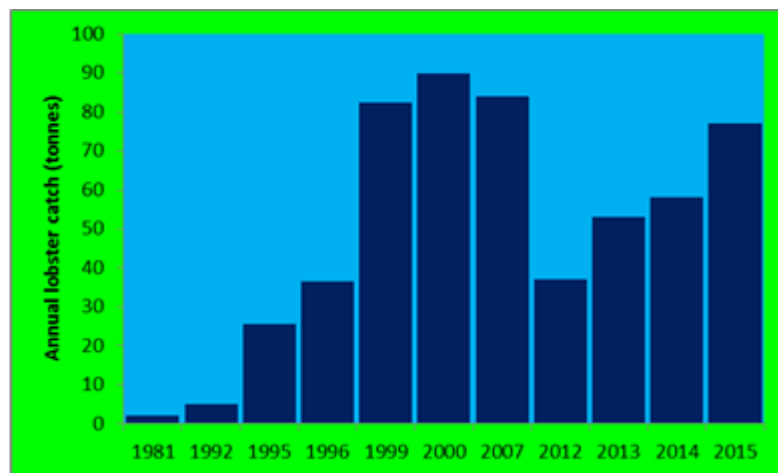


Fig. 3.10.2 Totaal gewicht van jaarlijks aangelande Caribische Langoest van de Saba Bank (data 1981-2000 van Dilrosun, 2000, data 2007 van Toller and Lundvall, 2008, data 2012-2015 de Graaf et al. 2017). Uit de Graaf et al. 2017).

Redfish: "Redfish" omvat een selectie aan (roodgekleurde) diepwater snappers (Lutjanidae: Silk Snapper, Blackfin Snapper, Lane Snapper en Vermillion Snapper), die tegenwoordig voornamelijk met visfuiken worden gevangen op bodemdieptes tussen 50 en 250 m. In de jaren 70 werden redfish nog vrijwel uitsluitend gevangen met lijnen maar geleidelijk aan werden meer en meer fuien ingezet. Rond 2000 stelden de vissers een tijdelijk moratorium in op het gebruik van vallen. In 2007/8 was de situatie veranderd in voornamelijk een fuikvisserij naast een beperkte lijnvisserij; en in 2012 e.v. was er praktisch geen lijnvisserij meer op redfish en gebruikten alle vissers fuien. Deze verschuiving in vistuig en waterdiepte ging gepaard met een verschuiving in grootte van de gevangen vis, van grote vissen van een halve meter of meer (Dilrosun, 2000) naar (sub-adulte) vissen van rond de 30 cm ('bord'-grootte). Inmiddels is deze visserij in omvang verdrievoudigd sinds 2000 (Fig. 3.10.3) maar door de diepte waarop deze vissen leven is er relatief weinig bekend over de status van de bestanden van deze snappersoorten. Zowel Dilrosun (2000) als Toller en Lundvall (2008) hebben gewezen op de relatief hoge vangsten van sub-adulte Silk Snappers (*Lutjanus vivanus*) in deze visserij. Vanaf 2000 heeft de CPUE voor redfish gefluctueerd tussen 2,5-5 kg vis per opgehaalde visfuike. Dit is 75% lager dan in de jaren 70 van de vorige eeuw, hetgeen op een significant verminderde visstand duidt. De betrouwbaarheid van de gegevens uit de zeventiger jaren is echter twijfelachtig, geëxtrapoleerd als ze zijn uit vangsten van één visser in een korte periode. De veranderingen in totale vangsten lijken sinds 2000 voornamelijk te wijten te zijn aan verschillen in de bevissingsdruk ("fishing effort") maar zonder afname in dichtheden anders zou CPUE ook hebben afgenomen, hetgeen niet het geval is. Deze meest recente bevindingen suggereren daarom geen overmatig zorgelijke ontwikkeling in deze visserij. Er is een kleine maar nu weer groeiende visserij op redfish met diepwaterlijnen (longlines). Dit vindt plaats in dieper water (gemiddeld 260 m in plaats van 50-115 m). De samenstelling van de vangst is anders en de dominante vissoort is de Wenchman (*Pristipomoides aquilonaris*), gevolgd door de Queen Snapper (*Etelis oculatus*; sabonèchi) (de Graaf et al. 2017).

Conclusies: Afgezien van het feit dat de huidige vangsten van de Caribische Langoest en de diepwater redfish lager zijn dan voorheen, vertonen geen van beide visserijen in de afgelopen jaren zorgwekkende ontwikkelingen. Onderzoek heeft mogelijke oplossingen gevonden die de nadelige en/of potentieel nadelige gevolgen van bijvangst van koraalvis en haaien en het probleem van spookvissen kunnen verminderen. De pelagische visserij is vooralsnog verwaarloosbaar en wordt niet besproken.

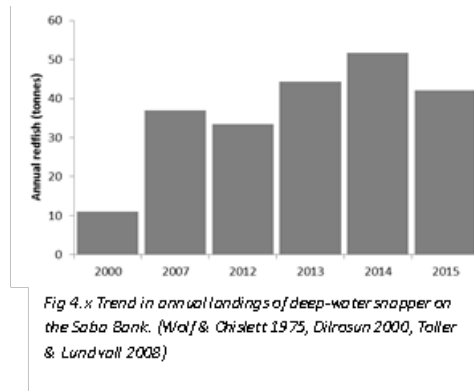


Fig. 3.10.3 Ontwikkeling in jaarlijkse landingen van redfish van de Saba Bank - Uit: de Graaf et al. 2017).

Visserij St. Eustatius

De visserijsector van St. Eustatius komt voor de laatste 15 jaar neer op ongeveer 5 actieve vissers en een vloot van 15-20 kleine (<10m) houten bootjes. Totaal komt de visserij inspanning neer op ~500 boot-dagen per jaar. Grotendeels richt de visserij zich op de Caribische Langoest. De gemiddelde jaarlijkse vangst ligt rond de 18 ton (11 t Langoest, 4 t rifvissen, 2 t Kroonslak en 1 t grote pelagische soorten). In 2000 waren er nog enkele boten van Statia groter dan 12 m, met een visvergunning voor de Saba Bank, maar dat werd in 2010 gereduceerd tot nul. Om de visstand te beschermen zijn er bij de oprichting van het St. Eustatius Marine Park in 1996 twee visreservaten ingesteld rond het eiland. Er zijn sindsdien drie studies verricht om te zien of er een aantoonbaar positief effect is van deze reservaten op de visstand (White et al. 2006; McLellan 2009; van Kuijk 2014). White et al. (2006) vergeleken de visstand op vaste locaties tussen 2004 en 1992 en concludeerden dat de visstand meteen factor van 4,9 was toegenomen. Daarentegen vergeleken McLellan (2009) en van Kuik (2013) de visstand tussen locaties binnen en buiten de reservaten en konden geen significant verschil aantonen in visdichtheden tussen gebieden binnen en buiten de reservaten. Dit doet twijfelen aan de doeltreffendheid van deze reservaten maar er zijn duidelijk contrasterende resultaten en uiteenlopende verklaringen mogelijk.

Caribische Langoest: Veertig procent van de aangelande Langoesten is kleiner dan de minimum-toegestane maat van 95mm CL (carapax length). De oorzaak hiervan ligt hoogstwaarschijnlijk in de Statiaanse kreeftenverordening uit de zestiger jaren die een minimummaat van 86 mm voorschrijft. Formeel geldt deze kleinere minimummaat niet meer sinds de hiërarchisch hogere landvisserijverordening, tegenwoordig Visserijwet BES, van kracht werd, maar deze werd op Statia nooit gehandhaafd, zodat de vissers de kleinere maat bleven hanteren. De gemiddelde grootte van de Langoest lijkt te zijn afgenomen van 110 mm CL in 2003 tot 99 mm CL in de periode 2012-2015. Daarnaast lijkt de vangst per oppervlakte visgebied (500 kg/km²) zeer hoog vergeleken met de rest van de regio en met wat duurzaam houdbaar is op langere termijn. Om deze redenen lijkt de visserij af te stevenen op een situatie van overbevissing, en is het twijfelachtig of de maximale economische opbrengst zal kunnen worden behaald (Graaf et al. 2015). De huidige informatie duidt op een mogelijk ongunstige ontwikkeling in de status van deze soort.

Rifvissen: Kleine tandbaarssoorten (Serranidae) en ecologisch essentiële herbivoren zoals doktervissen (Acanthuridae) vormen ongeveer 50% van de rifvisvangst samenstelling. De numeriek belangrijkste soorten waren de Blauwe Doktersvis (25%), Eekhoornvis (10%), Honingraat Koffervis (10%) en de Gewone Doktersvis (9%). Deze soorten werden tot een paar decennia geleden beschouwd als waardeloze bijvangstsoorten maar worden nu aan de man gebracht als gevolg van het verdwijnen van de meest waardevolle grote consumptievissen. Dit is een voorbeeld van het fenomeen bekend als "fishing down the foodchain" waarbij opeenvolgend minder waardevolle vissen worden weggevisst. De totale jaarlijkse vangsten (~0.2 t/km²/y) lijken beperkt vergeleken met de vangsten die mogelijk zijn voor koraalrifecosystemen (0.2-27 t/km²/y). De huidige lage vangsten van kleine vis is waarschijnlijk een indicatie van vangsten typerend voor gedegradeerde riffen en langdurige chronische overbevissing. De status van het rifvisbestand lijkt derhalve ongunstig. Dit ligt waarschijnlijk minder aan de beperkte vangsten die er tegenwoordig worden gerealiseerd dan aan de algehele degradatie van de riffen die zich in de afgelopen decennia heeft afgespeeld (Debrot et al. 2014).

Kroonslak: De Kroonslak, oftewel Queen Conch (*Lobatus gigas*; Strombidae; Gastropoda) is een grote, lang-levende zeeslak die wijdverspreid binnen het Caribische gebied voorkomt (zie ook paragraaf 3.9). De slak vormt de basis van een belangrijke visserij en wordt in de gehele regio zwaar bevestigd voor consumptie. Vanwege de grootschalige overbevissing in het gehele verspreidingsgebied is handel in deze soort gereguleerd via het CITES-verdrag. Rond St. Eustatius komt de soort vooral voor op dieptes van 16 tot 30 m op plekken met koraalsteenpuin en met zeegras. In 2013 werden ongeveer 5000 volwassen Kroonslakken aangeland voor de lokale consumptie, hetgeen neerkomt op ongeveer 3% van de volwassen populatie (Meijer zu Schlochtern 2014, de Graaf et al. 2014). De gunstige ontwikkeling voor deze soort rond St. Eustatius duidt op een toenemende populatie van geslachtsrijpe volwassen dieren en een beperkte export lijkt mogelijk te zijn (de Graaf et al. 2014).

Pelagische vis: De visserij op grotere migrerende pelagische vissoorten is erg onderontwikkeld op St. Eustatius en er zijn geen datareeksen. Derhalve is er weinig bekend over de status van de betreffende visbestanden. Er is door de Dienst LVV een FAD (Fish Attracting Device) geplaatst met als doel pelagische vis aan te trekken en het daarbij interessanter te maken voor lokale vissers om zich op pelagische soorten te richten en zodoende minder op het koraalrif te vissen.

Conclusies: De bevissingsdruk op de Langoest en koraalvis rond St. Eustatius is te hoog met nadelige consequenties voor de visstand. Daarentegen is de bevissingsdruk op de Kroonslak en de pelagische visstand zeer beperkt en kan een verschuiving van bevissingsdruk naar minder-beviste soorten mogelijk kansen bieden op herstel van de overbeviste bestanden.

3.10.3 Ecologische kenmerken

Vissen vormen een heel belangrijk en divers deel van de biodiversiteit die in de wateren van Caribisch Nederland te vinden is en vervullen zeer belangrijke functies in het mariene ecosysteem. Herbivore vissen zijn bijvoorbeeld belangrijk voor het behoud van het koraalrif waar ze helpen voorkomen dat het koraal overwoekerd wordt door algen. Planktivore vissen vangen het schaarse voedsel op uit het heldere water en zorgen zo voor het behoud van nutriënten in het ecosysteem. Roofvissen zijn daarentegen belangrijk om de herbivore en plantivore vispopulaties gezond en in balans te houden en leveren een belangrijk ecosystemedienst aan de mens in de vorm van lekker eetbare vis. De meest bestudeerde component van de tropische visstand zijn de middelgrote vissen van het ondiepe rif die overdag actief zijn (b.v. Pattengill-Semmens, 2002; Sandin et al., 2008; Toller et al., 2010; Steneck en Arnold 2013; van Kuijk et al. 2015; Vlugt, 2016). Over de nachtvisen, grote roofvissen, diepwater vissen, kleine verborgen levende vissen en pelagische vissen is veel minder bekend. Tropische visbestanden zijn bekend om hun grote diversiteit hetgeen ook deels tot uiting komt in de uit vele soorten bestaande vangsten. Het beheer van dergelijke tropische "multi-species" visbestanden is complex vergeleken met "single-species" visbestanden typerend voor de zeeën van de gematigde luchtstreken. De koraalrifvisstand van Caribisch Nederland is typisch voor oceanische eilanden waarbij veel visfamilies en soorten die doorgaans te vinden zijn op continentale riffen hier ontbreken (Sandin et al., 2008). Er zijn echter ook belangrijke verschillen tussen de eilanden onderling. Zo zijn er grote verschillen in de soortensamenstelling tussen Bonaire en de eilanden van Saba en St. Eustatius die duidelijk te wijten zijn aan de afwezigheid van mangroven op de twee laatste eilanden (van Kuik et al. 2015). Het uitgestrekte pelagische habitat van de open zee is voor alle vissen van groot belang. Niet alleen als leefgebied voor de grote pelagische roofvissen maar ook voor de honderden koraalrifvissoorten die daar een belangrijk deel van hun larvale stadium doorbrengen. Vanwege verspreiding door zeestromingen tijdens de larvale stadium zijn visbestanden van grote gebieden feitelijk met elkaar verbonden en dienen deze als gevolg hiervan gezamenlijk beheerd te worden. Terwijl volwassen koraalrifvissoorten meestal sterk locatie-gebonden zijn, zijn de grote pelagische roofvissen typisch sterk migrerend en trekken ze jaarlijks in grote scholen door het Caribisch gebied heen. Deze zogeheten "transboundary" soorten worden bevestigd door verschillende landen gedurende hun jaarlijkse trektocht door het gebied en dienen daarom gezamenlijk beheerd te worden.

3.10.4 Beoordeling landelijke Svl

Ontwikkelingen binnen Caribisch Nederland:

Bonaire

In voormalige tijden waren de visvangsten hoog en was de export van vis uit Bonaire economisch erg belangrijk (in 1956 zelfs 44% van de totale export) (Hartog, 1957). In 1956 bedroeg de totale vangst bijvoorbeeld ongeveer 140 ton (Zaneveld, 1961). Ook voor de jaren 1978 en 1979, waren de schattingen van totale vangst vergelijkbaar hoog (160 ton) (Palm, 1985). In die tijd maakten pelagische soorten 80% uit van de vangsten. Dit waren voornamelijk: Scombridae - tonijn, *Acanthocybium solandri* - Wahoo, *Coryphaena hippurus* - Dolphin Fish/Goudmakreel, Xiphiidae & Istiophoridae - zwaardvissen en marlijnen, *Elagatis bipinnulata* - Hawaïaanse Zalm en Exocoetidae – vliegende vissen. In interviews afgenomen door Johnson (2011) stelt een visser dat tandbaarzen per vliegtuig werden geëxporteerd. De rifvissen die vroeger snorkelend konden worden gespeervist, komen heden ten dage amper nog voor (Fig. 3.10.4; Debrot & Criens 2005). De vangsten zijn in de loop der jaren zwaar achteruitgegaan. Hieruit volgt af te leiden dat de visstand navenant moet zijn achteruit gegaan. Op Bonaire is handlijnvisserij tijdens het snorkelen in recente jaren populair geworden en dit vormt vanwege de efficiëntie van deze methode een nieuwe bedreiging voor de visstand.

Een recente ontwikkeling die niet alleen Bonaire, maar ook de visbestanden van de andere gebieden treft, is de populatie-explosie van de Koraalduivel (Lionfish). Deze niet-inheemse vis wordt niet herkend als een roofvis en is daardoor in staat riffen van jonge koraalrifvissen te ontvolken. Het is niet bekend of de soort op lange duur een bedreiging is of niet en diverse studies lijken elkaar tegen te spreken.



Fig. 3.10.4. Voorbeeld van de visvangst voor een middag snorkelen met twee man met speer aan de oostkust van Bonaire in de jaren 60. (Photo J. Streder, collectie A. Debrot).

Saba Bank

Langoest: Er bestaan amper historische gegevens over de langoestvisserij en langoestbestand van de Saba Bank. Deze visserij is volgens de vissers pas gestart met de opkomst van het toerisme op St. Maarten in de tachtiger jaren van de vorige eeuw. De gemiddelde grootte van de langoest lijkt vanaf 2000 te fluctueren tussen 108 cm CL en 117 cm CL. Er is geen afname in gemiddelde grootte te zien. Daarentegen is het percentage aangelande langoesten die kleiner zijn dan wettelijk toegestane minimum maat van 95 cm afgenomen van 28% in 2012 tot 4% in 2015. Alleen

een beperkt deel van de bank wordt bevestigd en de meeste bevestigingsdruk ligt duidelijk in de noordelijke en oostelijke sectoren die het dichtst bij Saba liggen (Gerwen 2013).

Redfish: Ook voor de redfish-visserij zijn er geen significante historische vangstgegevens beschikbaar van de periode vóór 2000. Terwijl er gemiddeld per dag 28 redfish vangen werden opgehaald in 2007 waren het er 37 per dag in 2012. De bevestiging is toegenomen, maar de jaarlijkse vangsten lijken te zijn gedaald van 41,3 ton in 2007 tot 34,6 ton in 2012. Daarna zijn de totale vangsten toegenomen tot 51 ton in 2014, waarna de vangsten weer lijken te zijn gaan dalen (42 ton in 2015). Wolf & Chislett (1974) concludeerden in hun studie dat in de jaren 66-71 de Saba Bank het gebied in de Cariben was met de hoogst waargenomen CPUE voor redfish en dat de populatiedichtheden tot de hoogste behoorden van het gehele Caribisch gebied (omdat er nog niet op gevestigd werd). In 2016 heeft Saba in overleg met de vissers besloten om een aantal beperkingen in te voeren. Dit zijn beperkingen op de maaswijdte van het gaas op de fuiken tot minimaal 3,8 cm, een maximumaantal fuiken per visser (25) en de installatie van biologisch afbreekbare panelen zodat verloren geraakte fuiken niet lang blijven doorvissen.

Koraalvis: De grote tandbaarzen die voorheen veelvuldig op de Saba Bank voorkwamen (Meesters et al., 1996) komen er thans nog amper voor (Toller et al., 2010). De enige middelgrote tandbaars die daar tot 2007 nog in significante aantallen voorkomt is de Red Hind, *Epinephelus guttatus* (Toller et al. 2010) maar inmiddels lijkt de situatie in het nadeel te zijn veranderd (Stoffers 2014).

Afgezien van het feit dat de huidige vangsten van de Caribische Langoest en de diepwater redfish lager zijn dan voorheen vertonen geen van beide visserijen in de afgelopen jaren een voortzetting van zorgwekkende ontwikkelingen. De situatie lijkt stabiel. Daarnaast heeft onderzoek aanpassingen voor fuiken gevonden die de nadelige en/of potentieel nadelige gevolgen van bijvangst van koraalvis en haaien en het probleem van spookvissen kunnen verminderen.

St. Eustatius

Ook voor St. Eustatius is de beschikbaarheid van goede data extreem beperkt. De bevestigingsdruk op de Langoest en koraalvis rond St. Eustatius is te hoog met nadelige consequenties voor de visstand. Daarentegen is de bevestigingsdruk op de Kroonslak en de pelagische visstand beperkt en kan een verschuiving van bevestigingsdruk naar minder bevestigde soorten mogelijk kansen bieden op herstel van de overbevestigde bestanden.

Het lijkt erop dat de samenstelling van gerapporteerde vangst in de loop van de tijd enorm is veranderd (de Graaf et al. 2015) ondanks dat de omvang van de vissers "vloot" nauwelijks is veranderd de afgelopen 100 jaar. Terwijl rond 1906 slechts 5% van de vangst bestond uit kleine herbivore doktervissen en koffervissen (Acanthuridae en Ostracidae), vormen deze twee families in 2012-2015, bijna 50% van de vangst. Over dezelfde periode is de vertegenwoordiging van economisch significante tandbaarzen (Serranidae), knorbaarzen (Haemulidae), horsmakrelen (Carangidae) en trekkervissen (Balistidae) nagenoeg gehalveerd vergeleken met begin 1900 (Boeke 1907). Daarentegen zouden volgens de Graaf et al. (2015) de vangsten over de afgelopen 10-15 jaar relatief stabiel zijn gebleven.

3.10.5 Huidige verspreiding en referentiewaarden

Er is niets bekend of besloten over referentiewaarden voor bevestigde koraalvissoorten. Het enige dat vaststaat is dat voor veel grote snappers en tandbaarzen, en pelagische roofvissen de dichtheden en aantallen met gedegen management en bescherming veel hoger kunnen zijn dan ze momenteel zijn. Voor veel commercieel bevestigde soorten en bedreigde soorten is er regionaal grote achteruitgang gedocumenteerd.

Beoordeling natuurlijke verspreiding: gunstig

Geen van de bevestigde soorten of andere rifvis-soorten zijn in verspreiding beperkt tot een of meer eilanden maar komen wijdverspreid in het Caribisch gebied voor. Ook zijn er bij de eilanden geen gebieden die voor de soorten in kwestie ontoegankelijk zijn geworden. Desondanks zijn veel van de ecologisch belangrijkste soorten grote roofvissen in grote gebieden nauwelijks aanwezig. Dit is echter grotendeels te wijten aan het gevolg van overbevestiging en een afname in de kwaliteit van het habitat.

Beoordeling populatieomvang: zeer tot matig ongunstig (afhankelijk van welk eiland)

Pelagisch: De meeste grote pelagische roofvissoorten zijn sterk migrerende soorten die in hun hele voorkomingsgebied bevestigd worden. Het gaat om soorten zoals de Blauwe en de Witte Marlijn, en de Witte en de Geelvintonijn. Deze soorten staan bloot aan hoge bevestigingsmortaliteit (buiten de Nederlandse Cariben) en de biomassa ligt beneden het streefpeil in de regionale visserij-managementplannen (FAO 2011). Er zijn daarentegen een aantal soorten die belangrijk zijn (of kunnen worden) voor de lokale visserij en die niet, of mogelijk niet, overbevestigd zijn. Dit zijn o.a. Zwartvintonijn (Buni Pretu), Mahi-mahi/Goudmakreel (Dradu), Wahoo (Mulá) (Die 2004), en de Hawaïaanse Zalm (grastelch'i laman) (Smith et al. 2015).

Koraalrif: Grote roofvissen van het koraalrif zoals grote tandbaarzen en snappers vormden tot de jaren 60 het grootste deel van de vangsten en kwamen tot de jaren 80 nog regelmatig voor. In de huidige vangsten en vistellingen zijn deze grote soorten echter nagenoeg geheel verdwenen. De FAO (2011) kenschetst deze soorten als regionaal overbevestigd in het Caribisch gebied. Veel van deze soorten zijn op de IUCN Red List van bedreigde soorten aangemerkt als bedreigde of kwetsbare soorten. De minst aangetaste visbestanden zijn te vinden in de wateren rondom Saba en bij de Saba Bank. Rond Bonaire en St. Eustatius lijken de koraalvisbestanden overbevestigd te zijn (bv. Sandin et al. 2008).

Diepwater: Van de relevante soorten (snappers) is thans uiterst weinig bekend over hun ecologie, de mate van bevestiging en hun populatiedynamica. Voor de Saba Bank "redfish" visserij lijkt de stabiele CPUE in recente jaren te duiden op een eveneens stabiele populatie (Fig. 3.10.4). Diepwater snappers zijn berucht gevoelig voor overbevestiging vanwege hun overwegend langzame groei en rijpingsleeftijd.

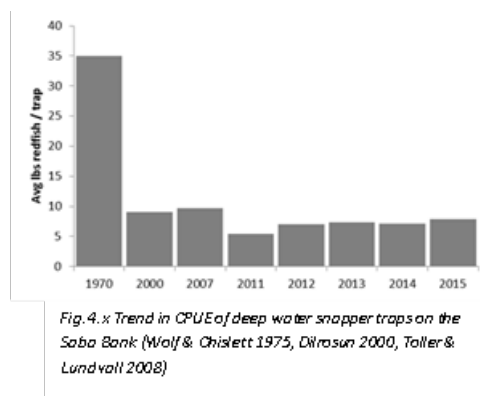


Fig 3.10.4. – De ontwikkeling in vissij-inspanning (Catch Per Unit Effort, CPUE) voor redfish op de Saba Bank. Uit: de Graaf et al. 2017).

De CPUE is veel lager dan gemeten in 1970, wat mogelijk duidt op een structurele, langdurige, maar tevens stabiele, afname in populatieomvang. De vangst van overwegend ondermaatse Silk Snapper is inherent aan het vissen met visfuisen met een kleine maaswijdte. Sinds het vissen met visfuisen werd geïntroduceerd is het zeker zo dat de meeste aangelande snappers juveniel zijn. Of dit effect heeft op de aanwas van jonge vissen door "recruitment"-overbevestiging is niet bekend. De algehele conclusie is dat de huidige populatieomvang gunstig lijkt maar dat deze soorten ook van elders bekend zijn als gevoelig voor overbevestiging.

Beoordeling habitat: zeer tot matig ongunstig (afhankelijk van welk eiland)

Pelagisch: Over veranderingen in het pelagische habitat is weinig te zeggen anders dan dat door klimaat opwarming de oppervlaktewateren waarschijnlijk aantoonbaar warmer zijn geworden. De mogelijke effecten hiervan op de visstand zijn grotendeels onbekend. Er zijn indicaties dat de migratiepatronen van bepaalde vissen, zoals de Goudmakreel/Mahi-mahi, die sterk van oceaantemperatuur afhankelijk zijn (Kleisner 2008), zouden kunnen verschuiven naar het noorden. Met de opwarming van het klimaat, wordt verwacht dat de productiviteit van tropische en subtropische mariene ecosystemen zal afnemen (Bari & Cochrane 2011).

Koraalrif: Met uitzondering van de Saba Bank, komen koraalriffen voornamelijk voor in een zeer smalle band van maximaal een paar honderd meter om de eilanden heen. Dit maakt ze erg kwetsbaar

voor beïnvloeding vanaf het land. In geheel Caribisch Nederland, inclusief de Saba Bank, zijn de riffen in afgelopen decennia ernstig achteruitgegaan (Bak et al., 2005; Debrot et al., 2014; Newman et al., 2015; Toller et al., 2010). Dit komt door een combinatie van factoren waaronder zowel natuurlijke als menselijke factoren (Meesters et al., 2010).

Mangroven en zeegrasvelden maken functioneel deel uit van het koraalrif ecosysteem en zijn zeer belangrijk als kraamkamergebied voor talloze koraalrifvissen, waaronder ook soorten van groot commercieel belang (Debrot et al., 2012, Hylkema et al., 2014). In Centraal-Amerika en de Cariben wordt geschat dat de verliezen aan mangroven-areaal tussen 1980 en 2000 ongeveer 1% per jaar bedroegen, wat neerkomt op een totaal van 413.000 ha (CARSEA, 2007). In Caribisch Nederland komen mangroven alleen op Bonaire voor. Op dit eiland wordt het voortbestaan van zowel mangroves als zeegrasvelden bedreigd door het dichtslibben van Lac-baai. Daarnaast worden de zeegrasvelden van zowel Bonaire als St. Eustatius en mogelijk zelfs Saba bedreigd door de invasieve zeegras *Halophila stipulacea* (Becking et al., 2014, Willet et al., 2014). Op de Saba Bank nemen de unieke wierevelden mogelijk de ecologische rol in van de zeegrasvelden bij de eilanden, dit zou nader onderzocht moeten worden.

De bentische en koraalvisstand wordt ernstig bedreigd door de snelle toename van de Koraalduivel/Lionfish (*Pterois volitans*), een indringer in het Caribisch gebied uit de Pacific (Debrot et al., 2011). Terwijl het wegvangen van de Koraalduivel op Bonaire en Curaçao plaatselijk en tijdelijk effect lijkt te hebben (De Leon et al., 2013), voorspelt Barbour *et al.* (2011) op basis van modellen dat structurele verwijdering van tussen 35 en 65% van de Koraalduivel nodig is om de aanwas van de zeeduivel in te perken. Ook hebben zij aangetoond dat de Koraalduivel zeer snel kan herstellen na verwijdering uit een gebied, waarschijnlijk door aanwas vanuit stroomopwaarts gelegen gebieden waar er geen actieve verwijdering plaatsvindt.

Diepe wateren: Vanwege de overwegend steile vulkanische hellingen van de eilanden is er geen continentaal plat en daarom ook weinig diepwater-areaal dat geschikt is als leefgebied voor de diepwater snappers. De daardoor relatief kleine populaties betekenen ook extra kwetsbaarheid voor overbevissing. Alleen op de Saba Bank is het te vissen areaal voor diepwater snappers aanzienlijk: mogelijk tot 350 km² (Toller & Lundvall 2008).

De Koraalduivel is in groten getale waargenomen tot op diepten van 200 m en is daarmee ook een potentiële bedreiging voor de red snapper visserij. Op deze diepten is het wegvangen door duikers onmogelijk en het is cruciaal dat een effectieve visserijmethode voor deze dieren wordt ontwikkeld, bijvoorbeeld met behulp van fuiken en gerichte marketing om de afzetmarkt te ontwikkelen, zodat de vissers deze vis als een nieuwe visbestand kunnen benutten en hem daarmee onder controle houden.

Beoordeling toekomstperspectief: zeer ongunstig (afgezien van een paar kleine uitzonderingen)

Afgezien van een paar uitzonderingen en lichtpunten is het toekomstperspectief van de visstand zorgwekkend.

- Er is een nijpend gebrek aan de basale kennis die nodig is voor wetenschappelijk gebaseerd beheer en monitoringsdata zijn zeer beperkt en kwalitatief problematisch. Hierdoor is het uiterst moeilijk om ontwikkelingen in de visstand en de mogelijke oorzaken daarvan aan te tonen. Alleen voor de Saba bank en St. Eustatius bestaat er al een bescheiden meerjarige reeks vangstgegevens.
- Er zijn slechts zeer weinig middelen en juridische beheersmaatregelen beschikbaar om de bevissingsdruk op bedreigde en/of zeldzame soorten te beperken. De meeste van deze soorten zijn niet formeel beschermd.
- Belangrijke afnames hebben plaatsgevonden in koraalrifbedekking en daardoor ook in habitatkwaliteit voor koraalrifsoorten. Natuurlijk habitat herstel zal vanwege de trage groei van koralen geen snelle oplossing bieden. Proactieve interventies lijken geboden en dienen bestudeerd te worden als mogelijkheid om gedegradeerde habitats te herstellen of te verbeteren en zo ook de visstand op peil te houden of te herstellen (kweek van koraal, kunstriffen, mangroveherstel).

Lichtpunten:

- Tellingen tonen aan dat de Kroonslak-populatie van St. Eustatius dusdanig gezond is dat deze op duurzame wijze een beperkte export kan dragen (Graaf et al., 2014). Ook op de Saba Bank lijkt de dichtheid aan Kroonslak opnieuw toegenomen te zijn nadat de buitenlandse boten toegang tot de bank werden ontboden (vanaf 1996) (Graaf et al., 2017). Deze beschermingsmaatregel lijkt te hebben geholpen.
- Overbevissing is vermoedelijk een van de grootste oorzaken voor de aantoonbare achteruitgang in de visstand (of delen daarvan) op Bonaire, St. Eustatius en de Saba Bank. Er zijn echter verschillende soorten die tot nu toe weinig bevestigd of nog niet overbevestigd worden maar die wel potentieel hebben om belangrijk bij te dragen aan de duurzame economische ontwikkeling van de eilanden. De mogelijkheid om de bevestigingsdruk naar alternatieve soorten te weerleggen is aanwezig. Met name de Koraalduivel (Lionfish) vormt een potentieel duurzaam te exploiteren visbestand.

Caribisch Nederland als geheel	
Aspect	2017
Verspreiding	Gunstig
Populatie	Zeer ongunstig
Habitat	Zeer ongunstig
Kwaliteit en beschikbaarheid data	Matig ongunstig
Toekomstperspectief	Matig ongunstig
Conclusie nationale Beschermingsstatus:	Zeer ongunstig

Bonaire	
Aspect	2017
Verspreiding	Gunstig
Populatie	Zeer ongunstig
Habitat (rif)	Zeer ongunstig
Kwaliteit en beschikbaarheid data	Zeer ongunstig
Toekomstperspectief	Matig ongunstig
Conclusie Beschermingsstatus:	Zeer ongunstig

Saba	
Aspect	2017
Verspreiding	Gunstig
Populatie	Gunstig
Habitat	Matig ongunstig
Kwaliteit en beschikbaarheid data	Matig ongunstig
Toekomstperspectief	Gunstig
Conclusie Beschermingsstatus:	Gunstig

St. Eustatius	
Aspect	2017
Verspreiding	Gunstig
Populatie	Zeer ongunstig
Habitat	Zeer ongunstig
Kwaliteit en beschikbaarheid data	Matig ongunstig
Toekomstperspectief	Matig ongunstig
Conclusie Beschermingsstatus:	Zeer ongunstig

Saba Bank	
Aspect	2017
Verspreiding	Gunstig
Populatie	Gunstig
Habitat	Matig ongunstig
Kwaliteit en beschikbaarheid data	Matig ongunstig
Toekomstperspectief	Matig ongunstig
Conclusie Beschermingsstatus:	Matig ongunstig

3.10.6 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Wereldwijd lijden veel visbestanden onder overbevissing en ondoeltreffend beheer. Zo is dat ook voor veel soorten binnen Caribisch Nederland waar de visstand in zijn algemeenheid in de afgelopen decennia aantoonbaar achteruit is gegaan door een combinatie van factoren. Veel soorten zijn zelfs nagenoeg geheel verdwenen en hebben dringend bescherming nodig.

Kernbedreigingen		Management implicaties
Habitatdegradatie:	Het koraalrifecosysteem is de afgelopen decennia in snel-tempo aan het achteruitgaan. Hierdoor verliest het habitat aan drie-dimensionale structuur en in termen van de nutriënt-kringloopfunctie. Dit komt door een combinatie van factoren waaronder eutrofiëring, sedimentatie door erosie op land, verzuring en opwarming van de zee, als gevolg van klimaatverandering.	<ul style="list-style-type: none"> • Reduceren van vee-dichtheden op land • Beheersing van nutriëntstromen vanaf land • Afvalwaterverwerking • Integraal kustbeheer • Gebruik van habitat-herstelmaatregelen, zoals de kweek en het uitzaaien van koraal en het aanleggen van kunstriffen.
Overbevissing:	Overbevissing is een rechtstreekse bedreiging voor veel bedreigde soorten en vooral de grotere roofvissen.	<ul style="list-style-type: none"> • Integraal visserijbeheer • Wettelijke bescherming van bedreigde vissoorten • Ontwikkelen van alternatieve visserijbronnen • Ontwikkelen van andersoortig economische gebruik van vispopulaties die niet gebaseerd zijn op extractie van vis (bv. duiktoerisme, ecotoerisme, wetenschappelijk toerisme)
Invasieve soorten:	Invasieve soorten zoals uitheemse vissen en zeegrassoorten veroorzaken grote ecologische verstoringen.	<ul style="list-style-type: none"> • Implementeren van een Invasive Alien Species Strategy (IASS)
Klimaatverandering	De voorspelde verzuring en opwarming van de zee zal grote gevolgen hebben op zeestromingen en de kwaliteit van het oppervlakte water dat cruciaal is voor de ontwikkeling van de larvale stadia van vissen en voor de verspreiding en migratie van soorten.	<ul style="list-style-type: none"> • Actieve participatie aan internationale fora en lobby tegen klimaatverandering

Nationaal managementdoel:

Beheersmaatregelen bepalen en implementeren opdat de visstand niet verder afneemt maar mogelijk zelfs kan herstellen van overbevissing. Dit is niet alleen wenselijk vanuit ecologisch oogpunt maar ook vanuit het belang de visserij op lange termijn voor de lokale economie te behouden.

Subdoelen voor het beheer van de visstand:

- De overbevissing vormt heden ten dage nog steeds een van de belangrijkste bedreigingen of beperkingen voor de visstand in Caribisch Nederland. Er is daarom een dringende noodzaak voor monitoring en kennisontwikkeling om daarmee gerichte maatregelen te nemen en om beheersmaatregelen gericht op duurzaam behoud en beheer te kunnen toetsen.
- Er is de noodzaak om bevissingsdruk op de grote overbeviste roofvissen te verminderen door middel van beschermingsmaatregelen.

- De meeste visbestanden maken deel uit van grotere regionale bestanden met als gevolg dat internationale afstemming van het beheer noodzakelijk is. Daarom is de volwaardige participatie aan de internationale fora (Regional Fisheries Management Organizations) zoals ICCAT en WECAFC aangeraden.
- Om negatieve invloed van bevissing te helpen beperken dienen de vissers geholpen te worden om zich te richten op nieuwe en alternatieve vis- en schelpdiersoorten (bv. Koraalduivel, diepwater inktvis, krabben, vliegende vis en diverse pelagische roofvissoorten die niet overbevist zijn). Daarbij dient echter wel rekening te worden gehouden met de ecologische rol van beoogde nieuwe visbestanden.
- Maatregelen moeten getroffen worden om habitatkwaliteit te behouden en te verbeteren (zowel passief qua regelgeving, als ook proactief qua habitatinterventies; mangroven- en koraalrifherstel).
- Alternatief gebruik van vispopulaties dat niet gericht is op vangst (i.e. niet-extractief gebruik) dient voorrang te krijgen boven vangst. Dit zijn bijvoorbeeld het ecotoerisme, de catch-and-release sportvisserij en het wetenschappelijk toerisme.

3.10.7 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

De beschikbare data over de status van de visstand van Caribisch Nederland is zeer fragmentarisch en onvolledig. De meeste studies betreffen alleen beperkte visuele tellingen van de grotere, niet-cryptische overdag-actieve rivissen. Over de andere componenten van de visfauna (nachtvisen, diepwatervisen, pelagische visstand, kleine en cryptische soorten) is nagenoeg niets bekend. Er is voorts slechts sprake van beperkte data die inzicht geeft in de invloed van de visserij. De beschikbare studies tonen wel aan dat er sprake is van algehele overbevissing en maken een aantal globale aanbevelingen mogelijk. Er is echter een groot gebrek aan de basale wetenschappelijke kennis die nodig is voor wetenschappelijk beheer. Ook ontbreekt deels de jaarlijkse monitoring die nodig zou zijn voor een nauwgezette toetsing en afstemming van het visserijbeheer. Gelukkig is monitoring van de visserij en vangsten nu dankzij financiering door het ministerie van EZ wel structureel geregeld voor Saba Bank en Statia, maar nog niet voor Bonaire. Nauwgezette monitoring kan gestaag de databestanden laten groeien hetgeen gefundeerde inzichten mogelijk zal maken in ontwikkelingen van de visstand. De tekortkomingen ten aanzien van kennis en de noodzaak voor structurele vangstgegevens wordt in de beschikbare rapporten herhaaldelijk benadrukt.

Bronnen

- Bak, R. P., Nieuwland, G., & Meesters, E. H. (2005). Coral reef crisis in deep and shallow reefs: 30 years of constancy and change in reefs of Curaçao and Bonaire. *Coral reefs*, 24(3), 475-479.
- Barbour, A. B., M. S. Allen, T. K. Frazer and K. D. Sherman (2011). "Evaluating the Potential Efficacy of Invasive Lionfish (*Pterois volitans*) Removals." *PloS one* 6(5).
- Bari, T. and K. Cochrane 2011. Climate change impacts on the world fisheries resources. Pp. 279-289. In: *Review of the state of world marine fishery resources*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 569. Rome, FAO. 2011. 334 pp.
- Becking, Leontine E., van Bussel, Tineke, Engel, M. Sabine, Christianen, Marjolijn J.A. and Adolphe O. Debrot, 2014. Proximate response of fish, conch, and sea turtles to the presence of the invasive seagrass *Halophila stipulacea* in Bonaire. Imares, Wageningen UR. Report number C118/14. 35p.
- Beek van IJM, Debrot AO, Walker PA, Kingma I. 2014. Shark protection plan for the Dutch Caribbean EEZ. IMARES Report C209/13, 104 pp.
- Beek van IJM, Debrot AO, de Graaf M. 2012. Elasmobranchs in the Dutch Caribbean: current population status, fisheries and conservation. Proc 65th GCFI, Sta. Martha, Colombia. 12 pp.
- Boeke, J., 1907. *Rapport betreffende een voorlopig onderzoek naar den toestand van de Visscherij en de Industrie van Zeeproducten in de kolonie Curaçao*. Belinfante, Den Haag, The Netherlands, pp. 200.
- Boonstra, M. 2014. Status of the redfish fishery on the Saba Bank. MSc. Thesis, University of Amsterdam. 103 pp.
- CARSEA, 2007. Caribbean Sea Ecosystem Assessment (CARSEA): A Sub-Global Component of the Millennium Ecosystem Assessment (MA). In: Agard, J., Cropper, A., Garcia, K. (Eds.), *Caribbean Marine Studies, Special Edition*, 2007.

-
- De León, R., Vane, K., Bertuol, P., Chamberland, V. C., Simal, F., Imms, E., & Vermeij, M. J. (2013). Effectiveness of lionfish removal efforts in the southern Caribbean. *Endangered Species Research*, 22(2), 175-182.
- Debrot, A. O., Erik Houtepen, Erik H. Meesters, Ingrid van Beek, Tania Timmer, Erik Boman, Martin de Graaf, Elze Dijkman, Ellard R. Hunting and David L. Ballantine. 2014. Habitat diversity and bio-diversity of the benthic seascapes of St. Eustatius. IMARES Report C078/14, 43 pp.
- Debrot, A. O., S. R. Criens 2005. Reef fish stock collapse documented in Curaçao, Netherlands Antilles, based on a preliminary comparison of recreational spear fishing catches half a century apart. 32nd AMLC (Abstract)
- Debrot, A.O., Hylkema, A., Vogelaar, W., Meesters, H.W.G., Engel, M.S., R. de León, W.F. Prud'homme van Reine and I. Nagelkerken. 2012. Baseline surveys of Lac bay benthic and fish communities, Bonaire. IMARES-Wageningen UR Report C129/12. 52 pp.
- Debrot, Adolphe O., Gerard van Buurt and Mark J. A. Vermeij. 2011. Preliminary overview of exotic and invasive marine species in the Dutch Caribbean. IMARES Report C188/11. 29 pp.
- Die, D. 2004. Status and assessment of large pelagic resources. Pp. 15-44, In: Mahon, R. and P A. McConney (Eds.) Management of large pelagic fisheries in CARICOM countries. FAO Fish Techn. Pap. 464.
- Dilrosun, F. 2000. Monitoring the Saba Bank fishery. Department of Public Health and Environmental Hygiene, Environmental Division. Curaçao, Netherlands Antilles.
- Ecorys, 2010. St. Eustatius Strategic Development Plan Background Report Quick Scan Economy, Ecorys Nederland BV. 28 pp.
- FAO 2011. Review of the state of world marine fishery resources 2011. Marine resources - Western Central Atlantic. FAO Fish. Techn. Pap. 569 pp.
- Gerwen, van, I. 2013. The effects of trap fisheries on the populations of Caribbean spiny lobster and reef fish species at the Saba Bank. MSc. Thesis. AQUACULTURE AND FISHERIES GROUP LEERSTOELGROEP AQUACULTUUR EN VISSERIJ, Wageningen University. 66 pp.
- Graaf, M. de, Brunel, T. Nagelkerke, L. and A.O. Debrot. 2017. Status and trends Saba Bank fisheries: 2015. Unpublished WMR-rapport C077/17. 127 pp.
- Graaf, M. de, E Houtepen, E Tichelaar, DCM Miller, T Brunel, LAJ Nagelkerke. 2016. Status and trends reef fish and coastal fisheries Bonaire (Caribbean Netherlands): report card 2014-2015. Wageningen University & Research rapport C087/16. 70 pp.
- Graaf, M., M. Meijer zu Schlochteren, E. Boman. 2014. Non-Detriment Finding Regarding the Export of Queen conch (*Lobatus gigas*) from St Eustatius (Caribbean Netherlands) C173/14. 37 pp.
- Graaf, M. de, S. Piontek, C.M. Miller, T. Brunel, L.A.J. Nagelkerke. 2015. Status and trends of St. Eustatius coral reef ecosystem and fisheries: 2015 report card. IMARES report C167/15. 41 pp.
- Hartog, J., 1957. Bonaire, van indianen tot toeristen. Edited by De Wit. Aruba.
- Hawkins, J. P., Roberts, C. M., Gell, F. R., & Dytham, C. (2007). Effects of trap fishing on reef fish communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17(2), 111-132.
- Hylkema, A., W. Vogelaar, H.W.G. Meesters, I. Nagelkerken and A. O. Debrot. 2014. Fish species utilization of contrasting habitats distributed along an ocean-to-land environmental gradient in a tropical mangrove and seagrass lagoon. *Estuaries and Coasts*. DOI 10.1007/s12237-014-9907-1
- Johnson AE. 2011. *Fish, fishing, Diving and the Management of Coral Reefs. A dissertation submitted in partial satisfaction of the requirements for the degree Doctor of Philosophy*. Marine Biology. University of California, San Diego.
- Kleisner, K. M. 2008. A Spatio-Temporal Analysis of Dolphinfish; *Coryphaena hippurus*, Abundance in the Western Atlantic: Implications for Stock Assessment of a Data-Limited Pelagic Resource. Ph.D. dissertation, *University of Miami, Fl.* 331 pp.
- Klomp, K. D. and D. J. Kooistra. (2003). A post-hurricane rapid assessment of reefs in the Windward Netherlands Antilles (Stony corals, algae and fishes). *Atoll Res. Bull.* 496: 404-437.
- Kuijk, T, van. 2014. The effect of marine reserve protection and habitat type on the structure of tropical reef fish assemblages around St. Eustatius MSc Thesis, Wageningen University, nr. T 1918. 91 pp.
- Kuijk, T., van, M. de Graaf, L. Nagelkerke, E. Boman, A. O. Debrot 2015. Baseline assessment of the coral reef fish assemblages of St. Eustatius. IMARES-report C058/15, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Lely, J. A., van der, C. A.E. Warning, S.W. Schep, E. Wolfs, P.J.H. van Beukering and I.J.M. van Beek. (2014). The Total Economic Value of Nature on St Eustatius. VU Amsterdam, unpublished report R-14/12. 55 pp.

- Looijengoed van, W. (2013). Categories of habitat and depth are structuring reef fish assemblages over no-fishing and fishing zones in the Saba Marine Park (Caribbean Netherlands). MSc Thesis, Wageningen University, nr. T 1864. 84 pp.
- Luckhurst, B. E., & Luckhurst, K. (1978). Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49(4), 317-323.
- Lundvall S. (2008) Saba Bank, Special Marine Area Management Plan. Department of Public Health and Social Development, Department of Environment and Nature, Willemstad.
- McClellan, K. (2009). Evaluating the Effectiveness of Marine No-Take Reserves in St. Eustatius, Netherlands Antilles. Msc Thesis, Duke University. 70 pp.
- Meesters, E., Nijkamp, H. & Bijvoet, L. (1996) Towards sustainable management of the Saba Bank. A report for the Department of Public Health and Environment (VOMIL), Curaçao, Netherlands Antilles. AID Environment, Amsterdam, The Netherlands 58.
- Meesters, H.W.G. D.M.E. Slijkerman, M. de Graaf, and A.O. Debrot, 2010. Management plan for the natural resources of the EEZ of the Dutch Caribbean. 81 pp.
- Meijer zu Schlochtern, M. 2014. Population status and reproductive biology of queen conch (*Lobatus gigas*) in the coastal waters around St. Eustatius. MSc thesis, Wageningen University, pp. 69.
- Nagelkerken, I., Roberts, C. M., Van Der Velde, G., Dorenbosch, M., Van Riel, M. C., De La Moriniere, E. C., & Nienhuis, P. H. (2002). How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. *Marine ecology progress series*, 244, 299-305.
- Newman, S. P., Meesters, E. H., Dryden, C. S., Williams, S. M., Sanchez, C., Mumby, P. J., & Polunin, N. V. (2015). Reef flattening effects on total richness and species responses in the Caribbean. *Journal of Animal Ecology*, 84(6), 1678-1689.
- Overzee HMJ, van, van Beek IJM, de Graaf M, Debrot AO, Hintzen NT, Coers A, Bos OG. 2012. Kennisvraag haaien: wat is er bekend over haaien voor de voor Nederland relevante gebieden? IMARES Report number C113/12. 63 pp.
- Palm JPH de, (red.) 1985. Encyclopedie van de Nederlandse Antillen. Zutphen: De Walbrug Pers. Elsevier, 1969. ISBN 90-6011-360-8. 1985.
- Pattengill-Semmens, C. V. (2002). The reef fish assemblage of Bonaire Marine Park: An analysis of REEF fish survey data.
- Polunin, N., Roberts, C. 1993. Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 100: 167 – 176.
- Roberts, C.M. 1995. Rapid build-up of fish biomass in a Caribbean marine reserve. *Conservation Biology*, 9: 815 – 826.
- Roberts, C.M., Hawkins, J.P. 1995. Status of reef fish and coral communities of the Saba Marine Park – 1995. ECC Tech Rep. Eastern Caribbean Center, University of the Virgin Islands, St. Thomas, Virgin Islands USA.
- Sandin, S. A., Sampayo, E. M., & Vermeij, M. J. (2008). Coral reef fish and benthic community structure of Bonaire and Curaçao, Netherlands Antilles. *Caribbean Journal of Science*, 44(2), 137-144.
- Smith-Vaniz, W.F., Williams, J.T., Pina Amargos, F., Curtis, M. & Brown, J. 2015. *Elagatis bipinnulata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T16440027A16510157. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T16440027A16510157.en>. Downloaded on 15 April 2017.
- Schep, S., A. Johnson, P. van Beukering & E. Wolfs. 2012. The fishery value of coral reefs in Bonaire Applying various valuation techniques. IVM Institute for Environmental Studies, Amsterdam. 39 pp.
- Steneck, R., & Arnold, S. N. (2013). Status and trends of Bonaire's coral reefs 2009, and need for action. University of Maine, School of Marine Sciences, Darling Marine Center, Walpole, ME.
- Steneck, R. S., Arnold, S. N., and DeBey, H. S. (2011). Status and Trends of Bonaire's Coral Reefs and Causes for Grave Concerns. <http://www.bmp.org/publications.html>
- Steneck, R. S., Arnold, S. N., León, R. D., & de Rasher, D. B. (2015). Status and Trends of Bonaire's Coral Reefs in 2015: Slow but steady signs of resilience. Online report. Series, 9-13.
- Steneck, R. S., Arnold, S. N., & Rasher, D. B. (2013). Status and trends of Bonaire's reefs in 2013: Causes for optimism. University of Maine, School of Marine Sciences, 124.
- Steneck, R. S., and McClanahan, T. R. (2005). A report on the status of the coral reefs of Bonaire in 2005 with advice on a monitoring program. Access: <http://www.bmp.org/publications.html>
- Stoffers, T. 2014. Fish assemblages on the Saba bank (Dutch Caribbean): the effect of habitat, depth and fisheries. Unpublished Wageningen University Msc Thesis. 112 pp.
- Sybesma J, van 't Hof T, Pors LPJJ (1993) Marine area survey – an inventory of the natural and cultural marine resources of St. Eustatius, Netherlands Antilles. CARMABI, Curaçao

-
- Tichelaar F. S. 2015. A quantitative assessment of the state of the Bonairian Fisheries. MSc. Thesis, AQUACULTURE AND FISHERIES GROUP LEERSTOELGROEP AQUACULTUUR EN VISSERIJ, Wageningen University. 62 pp + app.
- Toller, W., A. O. Debrot, M. J. A. Vermeij and P. C. Hoetjes. 2010. Reef fishes of Saba Bank, Netherlands Antilles: assemblage structure across a gradient of habitat types. PLoS ONE 2010/5/5/e9202
- Toller, W., Lundvall, S., 2008. Assessment of the commercial fishery of Saba Bank. Saba Conservation Foundation, 47pp.
- Vlugt, C. van der. 2016. Status and trends of coral reef health indicators on Saba (Caribbean Netherlands). Unpublished MSc. Thesis, Wageningen University, The Netherlands. 48 pp + app.
- White, J., Esteban, N., White, M. P. J., & Polino, M. (2006). Fisheries Baseline Assessment of Fisheries Baseline Assessment of Statia Marine Park Statia Marine Park. St Eustatius.
- Willette, D. A., Chalifour, J., Debrot, A. O., et al. (2014). Continued expansion of the trans-Atlantic invasive marine angiosperm *Halophila stipulacea* in the Eastern Caribbean. *Aquatic Botany* 112: 98-102.
- Wolf, R. & Chislett, G. (1974) Trap fishing explorations for snapper and related species in the Caribbean and adjacent waters. *Marine Fishery Review*. 36(9): 49-61.
- Zaneveld JS. 1961. The fishery resources and the fishery industries of the Netherlands Antilles. *Proc. Gulf Caribbean Fish. Inst.*, 14 (1961), pp. 137–171.

4 Bedreigingen

4.1 Inleiding

Zoals in de inleiding reeds werd uitgelegd, worden er in dit rapport ook een aantal van de belangrijkste bedreigingen van de natuur apart behandeld. De staat van bepaalde verstreckende bedreigingen bepaalt in grote mate de SvI van de natuur en vereist een ecosysteembenadering in plaats van een individuele "soort"- of "habitatbenadering". Het betreft vaak ook problemen die tegelijk heel veel soorten en/of habitats ingrijpend negatief beïnvloeden.

Dit zijn onderwerpen zoals "invasieve soorten", "loslopend vee", "overbevissing" en "klimaatverandering" die een aparte, gestructureerde en integrale aanpak nodig hebben, onafgezien van het beleid gericht op individuele soorten en/of habitats. Het probleem van overbevissing komt voor nu reeds uitvoerig ter sprake onder de paragraaf over de visstand en wordt hier niet apart besproken alhoewel dat zeker in de toekomst aan te bevelen is. Daarnaast mogen factoren zoals kustontwikkeling, erosie en eutrofiëring door afvalwater niet vergeten worden (e.g. Debrot en Sybesma, 2000). Deze worden hier ook niet behandeld.

Bronnen

Debrot, A.O. and J. Sybesma, 2000. The Dutch Antilles, Chapter 38. In C. R. C. Sheppard (ed.), *Seas at the Millennium: an Environmental Evaluation*, Vol. I Regional Chapters: Europe, The Americas and West Africa, pp. 595-614. Elsevier, Amsterdam

4.2 Loslopende hoefdieren

Door: Debrot, A.O., Sieben, H. en P. Bertuol

4.2.1 Status

Binnen Caribisch Nederland wordt overbegrazing door geïntroduceerd loslopend vee (vooral geiten maar ook ezels, runderen, en in toenemende mate ook varkens) beschouwd als de ernstigste bedreiging voor terrestrische ecosystemen (MinEZ, 2013; Smith et al., 2014). Behalve dat begrazing een directe bedreiging vormt voor natuurlijke vegetatie en zeldzame planten, heeft overbegrazing veel andere nadelige ecologische en economische effecten. In het recente verleden zijn er op alle drie de eilanden pogingen gedaan om dit probleem aan te pakken.

Afgezien van Klein Bonaire, waar alle geiten zijn verwijderd blijven de dichtheden van geiten in alle andere natuurgebieden te hoog (Statia: 1,07/ha; Bonaire, hele eiland: 1,4/ha, Bonaire Washington-Slagbaai Nationaal Park: 2,7/ha) en vormen een zeer grote bedreiging voor het functioneren van het ecosysteem op alle eilanden van de voormalige Nederlandse Antillen (Coblentz, 1980). Dankzij eeuwen van overbegrazing is de oorspronkelijke bodembegroeiing van bromelias en orchideeën gedegradeerd naar een begroeiing die tegenwoordig wordt gedomineerd door cactus en doornige planten (Debrot and de Freitas, 1993). Dit heeft de structuur, het beeld, de waterhuishouding en zelfs ook de insectenfauna van de bossen in grote mate veranderd (Debrot et al., 1999). Door de vee-dichtheden terug te brengen naar 1 geit of schaap per 10 hectare is proefondervindelijk aangetoond dat de bebossing en zeldzame planten snel kunnen herstellen.

4.2.2 Kenschets

Beschrijving

De veehouderij in Caribisch Nederland is altijd extensief geweest. Gedurende de 18de en 19de eeuw werden er verschillende maatregelen afgekondigd ter bescherming van de bosopstanden en weilanden tegen erosie en overbegrazing (Van Grol, 1942; Westermann en Zonneveld, 1956) maar deze maatregelen werden nooit gehandhaafd en betroffen alleen het domeingebied (land in eigendom van de eilands overheid) maar niet de grote plantages in privébezit (De Freitas et al., 2005). Het vee liep in het wild en plantte zich in het wild voort. Er was geen sprake van weide- of kuddebeheer. Alleen op enkele grotere plantages was er enigszins sprake van weidebeheer waar gebruik werd gemaakt van afgerasterde veeweiden (SENA, 1969). De kleine veeteler stuurt volgens SENA zijn geiten de openbare domeingrond in "waar ze hun voedsel maar moeten vinden". Dit systeem van veehouderij blijft tot op heden grotendeels gehandhaafd.

Geiten behoren tot de meest flexibele veesoorten, kunnen zich praktisch overal op aanpassen. Geitenpopulaties kunnen snel groeien. Zonder enige speciale beperkingen kan een geitenpopulatie groeien met 60-75% per jaar (GSA, 2005). Parkes (1984) berekende voor een gezonde bejaagde populatie op Raoul eiland in de Pacific, een jaarlijkse natuurlijke populatiegroei van 0,424. Dit houdt in dat zo'n populatie zich elke 20 maanden verdubbelt wat populatiegroottebeheer lastig maakt. Onder ongunstige omstandigheden kunnen geitenpopulaties ook slechts langzaam toenemen (e.g. Southwell en Pickles, 1993). De waargenomen snelheid van populatiegroei hangt af van leeftijdsgebonden vruchtbaarheid en sterfte. Op hun beurt zijn deze parameters afhankelijk van veel andere factoren zoals de beschikbaarheid van voedsel, de gezondheid van de dieren, vruchtbaarheid en sekse-ratio's. Op basis van de relatief goede gezondheid en vruchtbaarheid, en het vermoedde overschot aan vrouwtjes in het Slagbaai gebied op Bonaire (Geurts, 2015), zijn verdubbelingstijden van 1- 1,5 jaar waarschijnlijk.

Het gevolg hiervan is, dat om echt een populatie-afname tot stand te brengen, misschien wel 50% van alle geiten jaarlijks weggevangen zouden moeten worden. Voor de gemiddelde geit van Bonaire hanteren wij de theoretische benadering door Caughley and Krebs (1983) van een natuurlijke groeisnelheid van 0,38, oftewel 31% populatiegroei per jaar. Dit betekent dat meer dan 31% vangst per jaar minimaal nodig is om de populatie stabiel te houden. Er is dan nog geen sprake van afname (Debrot, 2016).

Effect loslopend vee binnen het Caribisch gebied: groot

Op de eilanden van Caribisch Nederland is de extensieve vorm van veehouderij gebaseerd op loslopend vee, een marginale inkomstenbron voor een beperkt aantal veehouders (Neijenhuis et al., 2015). Daarentegen vormt deze vorm van veehouderij op collectief maatschappelijk niveau een grote kostenpost (Neijenhuis et al., 2015) in de vorm van o.a.:

- ongecontroleerde erosie met verlies aan teelaarde (Westermann en Zonneveld, 1956);
- schade aan koraalriffen en de visserij (Fabricius, 2005);
- noodzaak tot omheining van erven;
- stofschade en overlast (Nolet en van de Meer, 2009);
- verkeersrisico en -schade en;
- verlies van biodiversiteit.

Het probleem van loslopend vee vormt vaak een grote belemmering voor de ontwikkeling van de agrarische landbouw (Debrot et al., 2015). Dit probleem wordt gedeeld met een groot deel van het Caribisch gebied waar loslopend vee niet alleen schade veroorzaakt aan vegetatie en natuur maar ook aan commerciële gewassen en openbare groenvoorziening (Grenada Govt, 2007; Rijo, 2014).

4.2.3 Ecologische kenmerken

Effecten

Vanaf de vroege jaren 50 zijn de negatieve effecten op ecosystemen door overbegrazing door ongecontroleerd loslopend vee goed bekend (Gilliland, 1952; Kolars, 1966; Pisanu et al., 2005; Bakker et al., 2010; Müller et al., 2011). Coblenz (1977 en 1978) was een van de eerste auteurs om de overgevoeligheid van eilandecosystemen voor exotisch vee te bespreken. Sindsdien hebben vele anderen de zeer kwalijke gevolgen van exotische grazers op eilandelijke ecosystemen aangetoond (Gould en Swingland, 1980; Debrot en De Freitas, 1993; Fernández-Lugo et al., 2009; Carrion et al., 2011). In een recente wereldwijde evaluatie van 251 campagnes voor de ruiming van invasieve zoogdieren op eilanden, wordt geconcludeerd dat verwijdering daarvan bijna altijd tot snel en effectief natuurherstel heeft geleid (Jones et al., 2016).

Op Bonaire, de meest aride van de drie eilanden van Caribisch Nederland, is de situatie met loslopend vee het meest acuut en zijn er veel boomsoorten die zich niet langer kunnen vernieuwen omdat de zaailingen de begrazingsdruk niet overleven. Waarschijnlijk zijn veel inheemse soorten op Bonaire reeds uitgestorven maar veel anderen zullen in de komende decennia volgen indien maatregelen uitblijven (Lo Fo Wong and de Jongh, 1994; Proosdij, 2001; Freitas et al., 2005). Terwijl het probleem al lang is erkend (Anonymous 1985, 1989, 2006, 2009), zijn er tot dusver weinig maatregelen daadwerkelijk getroffen. Vooral zorgwekkend is hoe loslopende geiten en ezels de bast van de zuilcactussen strippen die tot de dood van deze allerbelangrijkste bomen leidt. Zuilcactussen bloeien en geven vrucht in het droge seizoen wanneer loofbomen veelal kaal staan en vormen derhalve een essentiële voedselbron voor de fauna tijdens het droge seizoen (Petit, 1997).

Maximum toegestane populatiedichtheid

Verskillende studies geven inzicht in de draagkracht van semi-aride ecosystemen voor vee. Voor semi-aride gebieden van Australië worden dichtheden van 0,1 geit per hectare reeds beschouwd als een ernstige bedreiging aan het milieu en agrarische productiviteit (Southwell et al., 1993; Southwell and Pickles, 1993). Op het semi-aride eiland van St. Catalina Island voor de kust van California werd de natuurlijke begroeiing van het eiland al sterk verarmd en overbegraasd bij dichtheden van of 0,25 geiten/ha (Coblenz, 1977). Op Pinta eiland, Galapagos, werd een dichtheid van 1,69 geit/ha als teveel beschouwd en herstelde de vegetatie en unieke flora zich na verwijdering van de dieren zeer snel (Hamann, 1993). In aride delen van Australië gaven Pople et al. (1996) aan dat de gemiddelde grazer-dichtheden van 0,25 geit/ha al een ernstige bedreiging voor de landbouwproductie vormen. Tot slot, beschrijven Brennan et al. (1993) de noodzaak om geiten te ruimen bij een dichtheid van 0,16 geiten/ha. Op Curaçao bleek het wegvangen van geiten uit het Christoffelpark tot dichtheden van ongeveer 0,1 geit/ha voldoende om te leiden tot een snel ecologisch herstel (Debrot and de Freitas, pers. comm.). In het gebied Labra/Brasiel op Bonaire waar er gemiddelde dichtheden zijn gemeten van 0,45 geit/ha, is ecologisch herstel en regeneratie van kwetsbare soorten niet evident. Dit geeft aan dat de dichtheid van geiten nog verder naar beneden moet dan 0,45 geiten/ha, voordat ecologisch herstel mogelijk wordt.

Op basis van resultaten op het nabijgelegen en vergelijkbare Curaçao, blijkt dat vee-dichtheden van 1 geit per 10 hectaren voldoende laag zijn om snel ecologisch herstel mogelijk te maken, inclusief het herstel van veel zeldzame soorten (Debrot, 2015).

4.2.4 Huidige verspreiding

Er zijn tot nu toe weinig kwantitatieve studies naar vee-dichtheden en verspreiding op de eilanden van Caribisch Nederland verricht. Alleen recentelijk zijn er kwantitatieve vee-tellingen beschikbaar gekomen voor St. Eustatius (Debrot et al., 2015) en Bonaire (Lagerveld et al., 2015; Geurts, 2015). Voor Saba zijn er alleen expertschattingen gemaakt, nooit vee-tellingen.

Bonaire: Lagerveld et al. (2015) hebben in 2014 vee-tellingen gedaan voor Bonaire. Op basis van 75 lijn-transecten van 500 m werden de eerste kwantitatieve schattingen gedaan van het geitenbestand van het eiland. Er werd gebruik gemaakt van de zogeheten "Distance method", een modern, breed aanbevolen en geaccepteerde methode om in natuurgebieden de dichtheid van dieren te schatten. Ongeveer 50% van de dieren komen voor in de landbouwgebieden, 12% in de kustgebieden, 37% in de gebieden bebost met doorngewas en 1% in de stedelijke gebieden. In het bos was de dichtheid aan geiten het hoogst in het Washington-Slagbaai Nationaal Park waar de laagste dichtheid te verwachten zou zijn op basis van de bestemming en beheer als natuurgebied.

Voor het totale eiland wordt een totaal van ongeveer 32.200 geiten berekend, waarbij het aantal dieren in beboste gebieden (ca. 12.000) mogelijk is onderschat. De geiten-tellingen komen overeen met de verwachtingen gebaseerd op eerdere professionele kwalitatieve schattingen. Echter, ondanks grote onderzoeksinspanning (75 transecten), is er een relatief grote bandbreedte in het geschatte minimum- en maximumaantal. De schattingen leveren dichtheden op van gemiddeld 1,41/ha (minimaal 0,86 en maximaal 2,30). Dit is veel hoger dan wat duurzaam mogelijk is voor de extensieve veehouderij. Een nieuwe vorm van veehouderij wordt daarom aanbevolen, niet alleen om de sector daadwerkelijke kansen te bieden, maar ook om de negatieve ecologische en economische consequenties van het huidige systeem te verminderen.

Voor plantage Slagbaai, gelegen binnen het Washington-Slagbaai Nationaal Park, is de dichtheid van geiten geraamd op 2,69 geiten/ha (Geurts, 2015). Deze dichtheid ligt ver boven wat duurzaam is in onbeheerde semi-aride natuurgebieden (Geurts, 2015; Debrot, 2016). Als gevolg van langdurig gebrek aan beheer van vee in dit natuurgebied behoort de vegetatie van Slagbaai dan ook tot de meest schrale en verarmde van alle natuurgebieden van Bonaire en zijn er veel boomsoorten die daar met uitroeiing bedreigd worden (Freitas and Rojer, 2013).

St. Eustatius: Op St. Eustatius werden in 2013 tellingen verricht (Debrot et al., 2015). De dichtheden van geiten, runderen, schapen en kippen werden geschat over een totale transect-lengte van 33,5 km, langs bestaande natuurwandelpaden (trails) in zes verschillende habitatzones. Elk van de 13 verschillende paden werden vijf keer bezocht en geteld. De resultaten geven aan dat de dichtheid van vooral kippen, runderen en geiten hoog zijn. Statistisch significante verschillen in dichtheid tussen de verschillende habitatzones konden worden aangetoond. Op basis van de tellingen en soortspecifieke detectiecurves is de eilandelijke populatieschatting (\pm standaarddeviatie) voor geiten 2470 ± 807 . De schatting voor het aantal schapen heeft een zeer brede marge van onzekerheid en is 1300 ± 992 schapen. Het minimumaantal schapen is bepaald op 300 dieren. Het aantal runderen werd geschat op 600 dieren. De dichtheid van geiten in de Northern Hills en rond de Quill, waar de twee terrestrische natuurparken liggen, komen neer op $1,09 \pm 0,27$ geiten/ha.

De geschatte dichtheden zijn veel te hoog voor het duurzaam beheer van kwetsbare semi-aride weidelanden. Met dergelijke dichtheden treedt er verlies op van organisch materiaal in de bodem, wordt de waterretentiecapaciteit vermindert en neemt erosie toe. Het is van groot belang dat de veestapel wordt beperkt en beter wordt beheerd. Van alle veesoorten zijn geiten het meest problematisch doordat zij een sterke voorkeur hebben voor geaccidenteerd terrein. Dergelijke gebieden zijn veel kwetsbaarder voor erosie en huisvesten hogere dichtheden van zeldzame soorten die afhankelijk zijn van schaarse micro-habitats.

Saba: Gemiddelde dichtheden op Saba lijken boven 1 geit per ha te liggen, maar er zijn nooit kwantitatieve schattingen gedaan (Debrot, pers. obs). Op dit eiland is de schade het minst goed merkbaar omdat het eiland doorgaans veel groener is dan St. Eustatius en Bonaire. De invloed van overbegrazing is echter toch sterk waarneembaar op de laagste hellingen van het eiland waar deze dieren vooral talrijk zijn en sterk bijdragen aan erosie (Debrot & Sybesma, 2000).

4.2.5 Mate van bedreiging

Trends

Alleen recentelijk zijn er kwantitatieve vee-tellingen beschikbaar gekomen voor St. Eustatius (Debrot et al., 2015) en Bonaire (Lagerveld et al., 2015; Geurts, 2015). Voor Saba zijn er nooit vee-tellingen verricht. Hierdoor kan er niets met zekerheid gezegd worden over de ontwikkeling van vee-dichtheden op deze eilanden in de afgelopen jaren. We kunnen er echter vanuit gaan dat de huidige vee-dichtheden indicatief zijn voor structureel excessief hoge vee-dichtheden op alle drie eilanden, en waarvoor oude meestal niet kwantitatieve bronnen waarschuwen (Duclos, 1954; Westermann en Zonneveld, 1956; Debrot en Sybesma, 2000). Conclusie: nu, en ook structureel, zijn/waren de vee-dichtheden in alle natuurgebieden van Caribisch Nederland veel te hoog.

Recente ontwikkelingen

Er zijn hier vijf belangrijke recente ontwikkelingen te noemen:

- Op Bonaire is STINAPA in samenwerking met de eilandregering, en op basis van Nederlandse projectfinanciering uit het Groenfonds, sinds 2015 bezig met een project om de geitenpopulatie binnen het Washington-Slagbaai Park terug te dringen (OLB/STINAPA 2014);
- Op Bonaire is de eilandregering in samenwerking met diverse lokale stakeholders en in samenwerking met Wageningen Livestock Research bezig om mogelijkheden voor de duurzame veehouderij te ontwikkelen;
- Op Bonaire initieerde de eilandregering in samenwerking met diverse lokale partijen in 2015 een programma om loslopende vrouwelijke ezels uit de natuur te verwijderen en op te vangen en mannelijke ezels te steriliseren. Dit programma is inmiddels stopgezet;
- Op Bonaire is de eilandregering, gesteund door Wageningen Livestock Research, bezig met de ontwikkeling van duurzame mogelijkheden voor geitenteelt;
- Op St. Eustatius is de dienst LVV bezig met een structureel programma om loslopende ezels in te sluiten en om loslopende runderen op te vangen en te slachten.

Beoordeling effect verspreiding op biodiversiteit: zeer ongunstig

Afgezien van het beschermde eiland van Klein Bonaire en grote delen van het kale, vlakke en waterrijke zuidelijke deel van Bonaire, komen geiten overal in de natuurgebieden van Caribisch Nederland voor. Zo komen geiten voor van zeeniveau tot op de top van Mt. Scenery, Saba (880 m) en tot in de krater van de Quill, St. Eustatius (600 m). Geiten zijn te vinden op de steilste berghellingen op alle eilanden waar zij van het klimmen een sport lijken te maken. De enige uitzonderingen zijn een paar kleine tijdelijke experimentele plots aangelegd op de helling van de Quill en een paar voor langere-termijn afgerasterde vegetatie plots in het Washington-Slagbaai Park op Bonaire en binnen het Ramsar site Lac.

Beoordeling effect populatiegrootte op biodiversiteit: zeer ongunstig

Zoals boven aangegeven zijn de vee-dichtheden gemiddeld tien of meer keer hoger dan waarbij herstel van zeldzame soorten zal plaatsvinden (Debrot et al., 2015; Lagerveld et al., 2015; Geurts, 2015).

Beoordeling habitat: zeer ongunstig

De negatieve gevolgen zijn divers en ernstig en worden in verschillende studies uitvoerig besproken (Debrot en de Freitas, 1993; Debrot en Sybesma, 2000; Debrot et al., 2014; de Freitas en Rojer, 2013; Freitas et al., 2005, 2014, 2016).

Beoordeling toekomstperspectief: zeer ongunstig

De controle op loslopend vee in de Nederlandse Cariben is tot zover alleen succesvol geweest in een park op Curaçao en onder speciale omstandigheden (kleine satelliet-eilanden waar uitroeiing haalbaar was en succesvol is uitgevoerd). Daar zal op korte termijn waarschijnlijk weinig verandering in komen. Dit zal waarschijnlijk tot gevolg hebben dat er een aantal plantensoorten binnen 10 jaar zullen uitsterven. Dit probleem is vooral acuut op Bonaire.

Aan de positieve kant, geven diverse recente herbebossingsexperimenten aan dat herstel heel snel en omvangrijk kan zijn als eenmaal loslopend vee uit een gebied wordt geweerd (Debrot 2013, 2015).

Ook is duidelijk, op basis van succesvolle uitroeiingscampagnes en langdurige controle op Curaçao (Oostpunt en Christoffelpark) en op basis van kosten-baten berekeningen voor Slagbaai op Bonaire (Debrot, 2016) dat, indien slagvaardig opgezet, deze allerbelangrijkste beschermingsmaatregel kostendekkend is.

Bedreiging door Loslopende hoefdieren	2017
Verspreiding op biodiversiteit	Zeer ongunstig
Populatiegrootte	Zeer ongunstig
Habitat	Zeer ongunstig
Toekomstperspectief	Zeer ongunstig

4.2.6 Aanbeveling in relatie tot de nationale instandhoudingsdoelstellingen

Voor beschermde natuurgebieden vee-dichtheden terugdringen tot het equivalent van 0.1 geit/ha of minder.

Beschermings-subdoelen:

- Implementatie van een informatiecampagne om het publiek te overtuigen van de noodzaak om het probleem van loslopend vee op te lossen.
- Invoeren van flexibel maar structurele controle van vee dichtheden als integraal component van de natuurbescherming.
- Monitoringprogramma's opzetten ten behoeve van de evaluatie en aanpassing van controle en herstelmaatregelen.

Afgezien van het eiland van Klein Bonaire waar de volledige verwijdering van geiten een feit is, is de complete uitroeiing van geiten en ander vee in de overige terrestrische natuurgebieden van Caribisch Nederland voorlopig ondenkbaar. Populatiereductie tot hoogstens 1 dier (geit) per 10 ha is op dit moment het beste alternatief. Voor het overige vee (ezels en runderen) kan worden uitgegaan van een gelijkwaardigheid van vier geiten voor elke ezel en 6 geiten voor elk rund.

4.2.7 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

De kernbedreigingen veroorzaakt door loslopend vee en de belangrijkste management implicaties zijn weergegeven in onderstaande tabel.

Kernbedreigingen		Management implicaties
Uitroeiing van zeldzame planten:	Vanwege de hoge begrazingsdruk kunnen vele planten zich niet voortplanten en verjongen.	<ul style="list-style-type: none"> • Reduceren van vee-dichtheden • Vee in belangrijke gebieden uitsluiten doormiddel van afrastering en controle. • Vee verbannen uit beschermde natuurgebieden
Erosie:	<p>Door overbegrazing en tred door het vee vindt er grootschalige erosie plaats.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dit veroorzaakt een verlies van teelaarde, zoetwater en bodemnutriënten, • Beperkt het landbouwpotentieel en de veerkracht van de natuur • Veroorzaakt de dichtslibbing van belangrijk aquatisch habitat • Sediment doodt koraalriffen door verstikking • Creëert stof dat overlast veroorzaakt alsook slijtage in 	<ul style="list-style-type: none"> • Reduceren van vee-dichtheden • Vee in belangrijke gebieden uitsluiten doormiddel van afrastering en controle. • Bewustwording • Duurzame vormen van veehouderij ontwikkelen en introduceren

Kernbedreigingen		Management implicaties
	mechanische en elektrische apparaten	
Gevaar in het verkeer:	Aanrijdingen veroorzaakt door loslopend vee is een belangrijke schadepost en doodsoorzaak in het verkeer	<ul style="list-style-type: none"> • Reduceren van vee-dichtheden • Vee in belangrijke gebieden uitsluiten doormiddel van afrastering en controle. • Bewustwording • Duurzame vormen van veehouderij ontwikkelen en introduceren
Infrastructurele kosten	Loslopend vee veroorzaakt schade aan aanplant en op erven en genoodzaakt de bevolking en bedrijven tot de aanleg van kostbare omheiningen voor bescherming van het groene infrastructuur.	<ul style="list-style-type: none"> • Reduceren van vee-dichtheden • Vee in belangrijke gebieden uitsluiten doormiddel van afrastering en controle. • Bewustwording • Duurzame vormen van veehouderij ontwikkelen en introduceren

4.2.8 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Alleen recentelijk zijn er een paar kwantitatieve vee-tellingen beschikbaar gekomen voor St. Eustatius (Debrot et al., 2015) en Bonaire (Lagerveld et al., 2015; Geurts, 2015). Voor Saba zijn er nooit vee-tellingen verricht. Hierdoor kan er niets met zekerheid gezegd worden over de ontwikkeling van vee-dichtheden op deze eilanden in afgelopen jaren. De beschikbaarheid van verzamelde data is daarnaast ook onvoldoende om de lopende initiatieven goed te evalueren en onvoldoende als basis om deze initiatieven, indien nodig, aan te passen.

Het enige waar wel vanuit gegaan kan worden is dat de huidige vee-dichtheden indicatief zijn voor structureel excessief hoge vee-dichtheden op alle drie de eilanden en waarvoor oude, informele bronnen voor Bonaire zelfs vaak voor hebben gewaarschuwd.

Het aantal te vangen en ruimen vee is lastig vooraf te bepalen. Kengetallen over natuurlijke geboorten en sterftecijfers zijn onzeker en worden beïnvloed door lokale omstandigheden, waardoor met vooraf opgestelde vang- en ruimcijfers het beoogde doel naar alle waarschijnlijkheid niet zal worden gehaald. Effecten van vang- en ruimacties van loslopend vee kunnen alleen worden bepaald als de totale aantallen worden gemonitord. Die periodieke tellingen zullen de doelen voor een volgende periode moeten bepalen.

De "Distance" methode die in alle drie de studies werd toegepast voor vee tellingen gaf brede marges van onzekerheid voor de geschatte dichtheden, ondanks de uitgebreide bemonstering (Debrot et al., 2015; Geurts, 2015; Lagerveld et al., 2015). Daarom wordt de "Distance method" niet aanbevolen als methode voor schattingen van dichtheden. In plaats daarvan stellen wij voor een versimpelde en gestandaardiseerde methode te gebruiken als index voor populatiedichtheid (Debrot, 2016). De mogelijke inzet van drones voor vee-tellingen dient onderzocht te worden.

Er zijn op alle eilanden veel plantensoorten die ernstig bedreigd worden in hun voortbestaan vanwege loslopend vee. Voor dergelijke soorten is het niet haalbaar om alleen te wachten totdat het vee verwijderd is. Volwassen bomen van zeldzame soorten dienen voor vee achter hekwerken afgesloten te worden om zodoende de laatst overlevende zaadbronnen en ook zaailingen beter te kunnen beschermen. De effectiviteit van huidige herbebossingsinitiatieven dient gemonitord en geëvalueerd te worden.

Bronnen

Anonymous, 1985. Herbebossing. B&N-berichten 22 jan, 1985.

Anonymous, 1989. Vegetashon di Boneiru ta sigui bai atras. Extra: 30 aug, 1989.

Anomymous, 2006. Carmabi biedt helpende hand bij herbebossing Klein Bonaire. Amigoe 11 februari, 2006.

Anonymous, 2009. Geiten-probleem Washington-Slagbaai. Amigoe, 13 oktober 2009, p. 7.

Bakker, J.D., Rudebusch, F. and M.M. Moore, 2010. Effects of long-term livestock grazing and habitat on understory vegetation. Provo, Utah, USA. Western North American Naturalist, Vol 70, No 3, pp 334-344.

- Brennan, M., Moller, H. and J.P. Parkes, 1993. Indexes of density of feral goats in a grassland forest habitat, Marlborough, New-Zealand *New Zealand Journal of Ecology* 17 (2): 103-106.
- Caughley, G. and C.J. Krebs, 1983. Are big mammals simply little mammals writ large? *Oecologia* 59: 7-17.
- Carrion, V., Donlan, C.J., Campbell, K.J., Lavoie, C. and F. Cruz, 2011. Archipelago-wide island restoration in the Galapagos Islands: reducing costs of invasive mammal eradication programs and reinvasion risk. Smithsonian's National Zoological Park, USA. *PLoS ONE*, Vol 6, No 5, e18835, pp 1-7.
- Coblentz, B.E., 1977. Some range relationships of feral goats on Santa Catalina island California. California, USA. *Journal of Range Management* 30 (6): 415-419.
- Coblentz, B.E., 1978. The effects of feral goats on island ecosystems. Corvallis, Oregon, USA. *Biological Conservation* 13 (4): 279-286.
- Coblentz, B.E., 1980. Goat problems in the national parks of the Netherlands Antilles. 16 pp.
- Debrot, Dolfi, 2013. Reforestation Initiatives on Klein Bonaire and Klein Curaçao. *Bionews* 07. P6-7.
- Debrot, A.O., 2015. Slim samenwerken met de natuur: herbebossing op de Nederlands-Caribische benedenwindse eilanden. *Vakblad Natuur Bos Landschap*, apr 2015: 3-5.
- Debrot, A.O., Miller, J.Y., Miller, L.D. and B.T. Leysner, 1999. The butterfly fauna of Curaçao, West Indies: 1996 status and longterm species turnover. *Car. J. Sci.* 35: 184-194.
- Debrot, A.O. and J.A. de Freitas, 1993. A comparison of ungrazed and livestock-grazed rock vegetation in Curaçao 1993. Curaçao, Netherlands Antilles. *Biotropica* 25 (3): 270-280.
- Debrot, A.O., Hazenbosch, J.C.J., Piontek, S., Kraft, C. Belle, J. van and A. Strijkstra, 2015. Roaming livestock distribution, densities and population estimates for St. Eustatius, 2013. Unpublished IMARES-report C088/15, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Debrot, A.O. and J. Sybesma, 2000. The Dutch Antilles, Chapter 38. In C. R. C. Sheppard (ed.), *Seas at the Millennium: an Environmental Evaluation, Vol. I Regional Chapters: Europe, The Americas and West Africa*, pp. 595-614. Elsevier, Amsterdam
- Duclos, B.H., 1954. Report on agricultural development in the Netherlands Antilles, i. Agricultural development plan for Bonaire (14 pp., including 3 sketch-maps). 2. Reforestation plan for Aruba (7 pp., including 2 sketch-maps and 5 drawings). Type-written report, translated from French, made for the Caribbean Commission, Trinidad.
- Fabricius, K.E., 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis *Marine Pollution Bulletin* 50: 125-146.
- Fernández-Lugo, S., de Nascimento, L., Mellado, M., Bermejo, L.A. and J.R. Arévalo, 2009. Vegetation change and chemical soil composition after 4 years of goat grazing exclusion in a Canary Islands pasture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 132 (3-4): 276-282.
- Freitas, J.A. de, Nijhof, B.S.J., Rojer, A.C. and A.O. Debrot, 2005. Landscape ecological vegetation map of the island of Bonaire (Southern Caribbean). Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences, Amsterdam. 64 pp. (+ maps)
- Freitas, J.A. de, Rojer, A.C., Bijhof, B.S.J. and A.O. Debrot, 2014. A landscape ecological vegetation map of Sint Eustatius (Lesser Antilles). Amsterdam: Amsterdam University Press. 67 pp.
- Freitas, J.A. de, Rojer, A.C., Nijhof, B.S.J. and A.O. Debrot, 2016. A landscape ecological vegetation map of Saba (Lesser Antilles). Unpublished IMARES-report C195/15, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 47 pp.
- Freitas, J.A. de and A.C. Rojer, 2013. New plant records for Bonaire and the Dutch Caribbean islands. *Carib. J. Sci.* 47(1): 114-117.
- Geurts, K., 2015. The abundance of feral livestock in the Washington Slagbaai National Park, Bonaire. Wageningen University, Master Thesis, November 2015. 52 pp.
- Gilliland, H.B., 1952. The Vegetation of Eastern British Somaliland. Johannesburg, South Africa. *Journal of Ecology* 40 (1): 91-124.
- Gould, M.S. and I.R. Swingland, 1980. The tortoise and the goat Interactions on Aldabra island. *Biological Conservation* 17: 267-279.
- Grenada Government, 2007. Livestock genetics resources report (prepared by A. David) 15 pp.
- GSA (Government of South Australia), 2005. Policy relating to feral goats. Adopted by the Minister for Environment and Conservation 28 September 2005. 8 pp.
- Hamann, O., 1993. On Vegetation Recovery, Goats and giant Tortoises on Pinta Island, Galapagos, Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 2: 138-151.
- Hartog, J., 1957. Bonaire, van indianen tot toeristen. Edited by De Wit. Aruba.
- Kolars, J., 1966. Locational Aspects of Cultural Ecology The Case of the Goat in Non-Western Agriculture. *American Geographical Society. Geographical Review* 56 (4): 577-584.
- Jones, H.P., Holmes, N.D., Stuart, H.M. et al., 2016. Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *PNAS*, www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1521179113

-
- Lagerveld, S., Debrot, A.O., Bertuol, P., Davaasuren, N. end F. Neijenhuis, 2015. (vertrouwelijk). Populatieschatting geiten op Bonaire. IMARES-report C115/15, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 48 pp.
- Lo Fo Wong, A.M.E. en J. de Jong, 1994. Aspecten van natuurbeheer op Bonaire: Verslag van een stage natuurbeheer in het Nationaal Park Washington-Slagbaai op Bonaire, Nederlandse Antillen. Unpubl.thesis no: P259. Vakgroep Natuurbeheer, Landbouwniversiteit Wageningen, The Netherlands, 66 pp.
- Min EZ (Dutch Ministry of Economic Affairs), 2013. Natuurbeleidsplan Caribisch Nederland 2013-2017. The Hague, the Netherlands. 55 pp.
- Müller, J.L., Babub, M.M., Saklanib, P.L., Mayera, A.C., Marquardta, S. and M. Kreuzera, 2011. Forage resource use by cattle or goats at an Indian protected area: Differences and implications for conservation. *Journal of Arid Environments* 77: 130-137.
- Neijenhuis, F., Bos, B. and A.O. Debrot, 2015. Beleidsadvies geitenhouderij op Bonaire. Wageningen UR Livestock International/IMARES. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 44 pp.
- Nolet, C. and V. Meer, 2009. Stofonderzoek Bonaire. edited by Stichting Kibrahacha/Wageningen UR. OLB/STINAPA. 2014. Project plan Goat eradication and control in Washington Slagbaai National Park. 10 pp + app.
- Parkes, J.P., 1984. Feral goats on Raoul island. I. Effect of control methods on their density, distribution, and productivity. *New Zealand J. Ecology* 7: 85-93.
- Petit, S., 1997. The diet and reproductive schedules of *Leptonycteris curasoae curasoae* and *Glossophaga longirostris elongata* (Chiroptera: Glossophaginae) on Curaçao. *Biotropica* 29: 214–223.
- Pisanu, P., Bayne, P., Harden, R. and A. Eggert, 2005. Feral goats (*Capra hircus* L.) in the Macleay River gorge system, North-eastern New South Wales, Australia. II impacts on rainforest vegetation. *Armidale, Australia. Wildlife Research* 32: 111-119.
- Pople, A.R., Grigg, G.C., Cairns, S.C., Alexander, P., Beard, L.A., Henzell, R.P., 1996. Trends in the numbers and changes in the distribution of feral goats (*Capra hircus*) in the South Australian pastoral zone. *Wildlife Research* 23: 687-696.
- Prosdij, A.S.J. van, 2001. Arnoldo's zakflora: Wat in het wild groeit en bloeit op Aruba, Bonaire en Curaçao. Publ. Found. Sci. Res. Car. Reg. 144, Amsterdam, The Netherlands, 287 pp.
- Rijo, C., 2014. Benefits to Biodiversity outweigh cost of Vertebrate Eradication on Cabritos Island: Costs Benefits Analysis of Donkeys Eradication, Pp. 30-37, In: Economic Impact of IAS in the Caribbean Case Studies; N. Ramnanan (ed.). CABI Trinidad and Tobago, West Indies.
- SENA (Stichting Encyclopedie van de Nederlandse Antillen), 1969. Encyclopedie van de Nederlandse Antillen edited by Elsevier: Amsterdam.
- Smith, S.R., Burg, W.J. van der, Debrot, A.O., Buurt, G. van, and J.A. de Freitas, 2014. Key Elements Towards a Joint Invasive Alien Species Strategy for the Dutch Caribbean. IMARES Report C020/14, 104 pp.
- Southwell, C.J. and G.S. Pickles, 1993. Abundance, distribution, and rate of increase of feral goats in Western Australia. *The Rangeland Journal* 15: 334-338.
- Southwell, C., Weaver, K., Sheppard, N., Morris, P., 1993. Distribution and relative abundance of feral goats in the rangelands of eastern Australia. *The Rangeland Journal* 15: 331-333.
- Grol, G.J. van, 1942. De Grondpolitiek in het West-Indische Domein der Generaliteit. Een historische studie. II. De rechtstoestand van het grondbezit. . Edited by Algemene Landsdrukkerij. 's-Gravenhage.
- Westermann, J.H. and J.I.S. Zonneveld, 1956. Photo-geological observations and land capability and land use survey of the island of Bonaire (Netherlands Antilles). In *Afd. Trop. Prod.* 47, edited by Royal Trop. Inst. Meded. 123. Amsterdam, The Netherlands.

4.3 Invasieve soorten

Door: Debrot, A.O., en H. Sieben

4.3.1 Internationale beschermingsstatus

In 2011 gaf het voormalig ministerie van LNV (Landbouw Natuur en Visserij, later Min. EZ, nu weer LNV) aan WMR de opdracht om een overzicht te maken van het probleem van invasieve exoten in Caribisch Nederland. In 2014 heeft Europa voor het eerst gezamenlijk juridische maatregelen genomen om Europa te beschermen tegen de import van een lijst van de meest schadelijke exoten (Anonymous, 2014). Het resultaat hiervan geeft een schrikbarend totaal van 211 potentieel invasieve exoten (Invasive Alien Species; IAS) die zich in verschillende stadia bevinden van het invasie-proces in een of meer van de zes Caribische Koninkrijksdelen. Dit potentieel aantal invasieve soorten bestaat uit 4 mariene planten, 23 mariene dieren, 65 terrestrische planten, 72 terrestrische dieren en 47 geïntroduceerde plagen en ziekten (welke primair agrarisch van aard zijn). Verschillende studies geven lijsten voor de betreffende schadelijke soorten, ziekten en plagen (Debrot et al., 2011; van der Burg et al., 2012; van Buurt en Debrot, 2012, 2011).

Het natuurbeleidsplan voor Caribisch Nederland schenkt veel belang aan het probleem van invasieve soorten (Min. EZ, 2013) wat wereldwijd, na habitatvernietiging, wordt beschouwd als tweede grootste bedreiging van de mondiale biodiversiteit (Kaiser, 1999; Mooney, 2001).

4.3.2 Kenschets

Beschrijving

Het almaar toenemend internationaal personen- en goederenverkeer heeft geresulteerd in de binnenkomst en vestiging van een groot scala aan niet-inheemse soorten in Caribisch Nederland. Vele van deze soorten zouden deze eilanden nooit op een natuurlijke manier kunnen hebben bereikt. Insecten liften mee in koffers, mariene soorten komen mee in ballastwater en landplanten en -dieren ontsnappen uit gevangenschap, waarna deze zich onafhankelijk verder verspreiden in de natuur. De meeste soorten die op een dergelijke wijze in een natuurlijke omgeving worden geïntroduceerd, zijn onvoldoende aangepast om te overleven, laat staan om zich voort te planten. Daarentegen zijn er ook soorten die hier wel toe in staat zijn. Jarenlang kunnen dergelijke soorten onopgemerkt blijven terwijl zij zich aanpassen aan de nieuwe omstandigheden. Dit is de zogeheten 'lag phase'. Echter, wanneer de omstandigheden in het voordeel van deze soorten veranderen kunnen zij zich explosief vermeerderen. Dit komt doordat de soort dan een lege niche op het eiland heeft gevonden of doordat de lokale concurrent niet is opgewassen tegen de invasieve soort. Vaak bezitten nieuw aangekomen exoten namelijk een voordeel over de lokale concurrenten en vijanden. Het kost bijvoorbeeld tijd voordat lokale predatoren zich richten op de nieuwe proisoorten. In de tussentijd kan de invasieve soort zich dusdanig vermeerderen dat andere soorten worden weggeconcurrerd, tot het punt dat deze zelfs met uitsterven kunnen worden bedreigd. Schrijnende voorbeelden zijn de Koraalduivel (Lionfish, *Pterois volitans/miles*), een vis die alle riffen van Caribisch Nederland negatief beïnvloedt en die de visserij parten speelt door jonge koraalrifvissen op te eten (Albins en Hixon, 2008). Andere voorbeelden zijn de Groene Leguaan (*Iguana iguana*) die een bedreiging vormt voor de zeldzame endemische Antillenleguaan (*I. delicatissima*) van St. Eustatius, en de Rubberliaan (*Cryptostegia grandiflora*) die de inheemse planten op alle drie eilanden overwoekert en uiteindelijk vervangt.

Het exoten-probleem neemt wereldwijd met rasse schreden toe, ook in het Caribisch gebied (Williams and Sinderman, 1992; Williams et al., 2001; Kairo et al., 2003; Lopez and Krauss, 2006). Deze IAS-soorten veroorzaken wereldwijd grote economische verliezen (Pimentel et al., 2005) en zijn een van de grootste lokale factoren voor het verlies van lokale en mondiale biodiversiteit (World Conservation Monitoring Centre, 1992; Vitousek et al., 1996; 1997; Mooney and Hobbs, 2000). Eiland-ecosystemen zijn in het bijzonder kwetsbaar voor biologische invasies en hebben tegelijk een verhoogde concentratie aan unieke biodiversiteit. Dit is ook het geval met de eilanden van Caribisch Nederland, die allen deel uitmaken van de Caribische mondiale "hotspot" voor biodiversiteit met veel unieke en bedreigde soorten (Myers et al., 2000; Mittermeier et al., 1999).

Nederland is deelnemer aan verschillende internationale verdragen die het invasieve exoten-probleem onderschrijven. Ten eerste is er het Biodiversiteitsverdrag van Rio (Convention on Biological Diversity, CBD), waar in artikel 8h een beroep wordt gedaan op de lidstaten om "de uitheemse soorten die een

bedreiging vormen voor ecosystemen, habitats of inheemse soorten uit te roeien, onder controle te houden en de import daarvan te voorkomen". Daarnaast zijn er het IMO Ballastwater Verdrag en het Ballastwater Management Verdrag (Ballast Water Treatment, BWM) die in 2010 door Nederland zijn geratificeerd. Tot slot is er de zogeheten Internationale plantenbeschermingsconventie (International Plant Protection Convention, IPPC), dat als primaire doel heeft om gecultiveerde en wilde planten te beschermen tegen de introductie en verspreiding van ziektes. In 2014 werden daarnaast ook strenge nieuwe richtlijnen in Europa en in Europees Nederland geïmplementeerd om de import van riskante en/of schadelijke exoten te verbieden. Deze maatregelen gelden niet voor Caribisch Nederland.

De verschillende internationale verdragen vragen om een actief beleid te voeren tegen IAS, ook in het Caribische deel van het koninkrijk. Afgezien van verschillende grotendeels vrijwillige en ad hoc acties, is er geen gestructureerde IAS-management of -strategie. Verschillende landen in de regio lopen voor op Caribisch Nederland en hebben een invasieve exotenstrategie ontwikkeld en geïmplementeerd, zoals Jamaica (Townsend, 2009), de Bahama's (BEST Commission, 2003) en St. Lucia (Andrew and John, 2010; Chase, 2011). Eilanden zijn vooral kwetsbaar voor invasieve exoten vanwege een aantal factoren: de beperkte oppervlakte met als gevolg dat de inheemse populaties van planten en dieren klein en daarom kwetsbaar zijn, een relatief groot grensgebied waardoor controle moeilijker is en een kleine bevolking met als gevolg een gebrek aan middelen en expertise om maatregelen te implementeren.

Het probleem van loslopend vee, vooral runderen, ezels, en geiten, veroorzaakt overal in de Caribische regio grote problemen. Deze dieren veroorzaken een verarming van de vegetatie, met uitsterven van plantensoorten en erosie van de bodem en afspoeling van nutriënten als gevolg. Dit veroorzaakt op zijn beurt weer schade aan het koraal en aan de zeegrasvelden. Invasieve roofdieren zoals katten veroorzaken hoge mortaliteit onder de op-de-grond-nestelende kolonies van verschillende soorten zeevogels en vormen daardoor een ernstige bedreiging voor het voortbestaan van die soorten (Debrot et al., 2014; Terpstra, 2015). Daarnaast zijn er verschillende plagen die een bedreiging zijn voor zeldzame soorten en die het ecologisch functioneren van het ecosysteem ondermijnen (Debrot, 2016). Er is echter nog zeer weinig concreet bekend over de verspreidingsdichtheid en invloed van de meeste invasieve soorten.

Brown en Daigneault (2014) hebben een studie gedaan naar de economische gevolgen van invasieve soorten in de Cariben. De jaarlijkse bestedingen aan IAS-controle in Europees Nederland wordt geschat op ongeveer 1,3 miljard Euro (van der Weijden et al., 2005). Dit houdt voornamelijk verband met de kosten voor Muskusrat controle en het bedwingen van woekerende waterplanten. Speciale gevallen betreffen introducties die gevolgen kunnen hebben voor de humane of dierlijke gezondheid (zoals knokkelkoorts (dengue) en de muggen die deze ziekte overbrengen). De kosten voor controle groeien in exponentieel verband met de toename in de populatie van de betreffende exoot. Daarom is het zo belangrijk om voornamelijk de introductie van een mogelijk invasieve exoot te voorkomen. Dit betekent dat controle aan de grenzen van een bepaald gebied (of land) noodzakelijk zijn. De ontwikkeling van een systeem voor monitoring, vroege detectie, controle en beheer vereist daarom niet alleen specialistische kennis over de soort, maar ook de juridische dekking om op te treden en de capaciteit om management uit te voeren.

4.3.3 Effect van invasieve soorten binnen het Caribisch gebied

De snelheid waarmee de toename en vestiging van schadelijke exoten plaatsvindt, groeit gestaag dankzij de toenemende globalisering. Deze soorten veroorzaken vaak grote ecologische veranderingen (zoals de teloorgang of uitroeiing van inheemse flora en fauna) en economische verliezen in de sectoren landbouw en visserij (door onkruid, ziektes en soorten zoals de Koraalduivel), in de industrie (vanwege knaagdieren en termieten), voor het toerisme (door wildgroei van onkruid) en in de gezondheidszorg (door ziektes van muggen). De invloed van deze soorten binnen de regio is enorm maar is nog niet goed in kaart gebracht.

4.3.4 Ecologische kenmerken

Maximum toegestane populatie

Het uitgangspunt van beleid en beheer gericht op invasieve soorten is eigenlijk dat deze soorten er helemaal niet moeten zijn. Dit is in de praktijk echter niet haalbaar. Wanneer het bijvoorbeeld niet mogelijk is om een invasieve soort aan een gebiedsgrens tegen te houden en wanneer het vervolgens ook niet lukt om de soort in een vroeg stadium uit te roeien (Rapid Response), dan is gedogen van de

aanwezigheid van die soort in het gebied de enige optie. Voor zulke soorten is plaatselijke controle een mogelijkheid. Dit kan een kostbare beheersmaatregel zijn, wat sterke prioritering essentieel maakt. Natuurbeleid en –beheer moet zich dan richten op de kwesties welke soorten wel of niet beheerst moeten worden, in welke specifieke gebieden dit gedaan moet worden, tot welke dichtheden de soorten teruggebracht moeten worden en of de maatregelen daadwerkelijk effect hebben.

Een voorbeeld van het gedogen en beheersen van een invasieve soort is de verwilderde kat op Saba. Deze katten zijn een ernstige bedreiging voor nestelende Roodsnavelkeerkringvogels (Debrot et al., 2014). Het wegvangen en afschieten van katten op Saba is praktisch onbegonnen werk en zou zelfs nadelige gevolgen kunnen hebben voor het eiland, daar zij ook de enige soort zijn die de rattenpopulatie beperkt (Debrot et al., 2014). Daarom zou volstaan kunnen worden met het ruimen van verwilderde katten in de buurt van nestkolonies tijdens het broedseizoen, waarbij de overige aanwezigheid van deze soort gedoogd wordt.

Voor slechts één invasieve soort, de geit, is redelijk bekend wat de beoogde maximum toelaatbare dichtheden zijn binnen natuurgebieden. Op basis van resultaten op Curaçao en ook elders in semi-aride ecosystemen kan gesteld worden dat in natuurgebieden een dichtheid van 1 geit per elke 10 ha laag genoeg is om snel ecologisch herstel toe te staan (Debrot et al., 2015; Debrot, 2016). Gelukkig is beheersing van geiten kostendekkend en kunnen bekwame jagers in weinig tijd genoeg geiten vangen/schieten om het lonend te maken. Ook uitgebreidere kosten-baten analyses van deze activiteit voor Bonaire tonen aan dat het ruimen van geiten kostendekkend is (Debrot, 2016).

Voor de Koraalduivel (Lionfish), welke een ernstige bedreiging vormt voor de visstand van het koraalrif, is het echter een totaal ander verhaal. Voor deze gevaarlijke exoot, die zich razendsnel vermeerdert, zijn plaatselijke bevissing, maar wellicht ook herstel van de oorspronkelijke populatie van grote roofvissen, mogelijk de enige opties om dichtheden te drukken.

4.3.5 Huidige verspreiding

Invasieve soorten komen ondertussen veelvuldig in alle habitats voor.

4.3.6 Mate van bedreiging

Trends

Bonaire: De grootste bedreiging op het land is het loslopend vee. Dit betreft vooral geiten, ezels en varkens. Daarnaast is de dichtheid van verwilderde katten bijzonder hoog. Onder de planten zijn vooral de Rubberliaan en Neembeboom soorten die zich recent sterk aan het uitbreiden zijn. In zee hebben onlangs de Koraalduivel (Lionfish) (De León et al., 2013) en het zeegras *Halophila stipulacea* (Becking et al., 2014) veel terrein veroverd.

St. Eustatius: Het aantal IAS blijft toenemen. De ecologisch ernstigste recente introducties zijn de Afrikaanse Reuzenslak en de Groene Leguaan. De economisch meest schadelijke recente introducties zijn het Lethal-yellowing virus waardoor een groot deel (misschien 30%) van de (niet-inheemse) kokospalmen zijn afgestorven en de Afrikaanse Reuzenslak die boerengewassen aantast. Grote uitheemse grazers (geiten, runderen en ezels) zijn aanwezig in onhoudbare dichtheden en veroorzaken veel schade aan planten die aan de basis staan van de voedselketen. Corralita neemt grote oppervlaktes in, maar eigenlijk alleen in door de mens verstoorte gebieden.

Saba: Ook op Saba blijft het aantal IAS snel toenemen. De meest zorgwekkende recente (rond 2010) introductie is die van de cavia en van konijnen. Beide soorten kunnen in dit vroege stadium wellicht nog uitgeroeid worden indien een ruimingprogramma wordt geïmplementeerd. De geitenpopulatie is meer dan 10 keer groter dan de ecologisch houdbare populatie (1 per 10 ha; Debrot, 2015) en is daardoor een bron van vele erosieproblemen. Ook verwilderde katten vormen een ernstige bedreiging voor nestelende zeevogels, voornamelijk in de lageregelegen delen van het eiland. In de hoger gelegen delen van het eiland zijn ratten zeer talrijk in het regenwoud waar zij ongetwijfeld een grote invloed hebben op de avifauna.

Recente ontwikkelingen

Invasieve soorten ontwikkelen zich in snel tempo. Dit komt deels vanwege het vermoedelijke bestaan van "open niches" maar ook met name door hun zeer competitieve aard. Zo heeft het invasieve

zeegras *Halophila stipulacea* zich binnen twee jaar ontwikkeld van introductiesoort naar dominante soort in de zeegrasvelden van Bonaire en St. Eustatius. Sinds de inventarisaties hebben er reeds veel nieuwe potentieel schadelijke introducties plaatsgevonden, zoals de genoemde cavia's, Groene Leguaan, en Afrikaanse Reuzenslak.

Beoordeling verspreiding: zeer ongunstig

Invasieve soorten zijn talrijk en wijdverspreid op de eilanden en in de kustwateren.

Beoordeling populatiegrootte: matig ongunstig

Terwijl er soorten zijn die zo talrijk zijn dat controle nauwelijks haalbaar is, zijn er andere soorten waarvoor dit wel haalbaar is (zoals loslopend vee op alle drie eilanden). Ook zijn er soorten die nog dusdanig beperkt in aantal en verspreiding zijn dat eradicatie nog haalbaar lijkt. Voorbeelden hiervan zijn de cavia en konijn op Saba, de Afrikaanse Reuzenslak en Groene Leguaan op St. Eustatius en de Rubberliaan en *Scaevola taccada* op Klein Bonaire.

Beoordeling habitat: zeer ongunstig

In alle habitats zijn er ernstige gevolgen aan te wijzen als gevolg van invasieve soorten.

Beoordeling toekomstperspectief: zeer ongunstig

Indien er geen maatregelen worden geïmplementeerd zal het invasieproces telkens sneller doorgaan, met alle gevolgen van dien. De vele unieke en bedreigde soorten van de eilanden zullen steeds meer in gevaar komen voor uitsterven, het ecologisch functioneren zal grondig ondermijnd worden en de autochtone natuur zal langzamerhand vervangen worden door een geheel "onnatuurlijke" natuur (Lugo, 2009).

Bedreiging door invasieve soorten	2017
Verspreiding	Zeer ongunstig
Populatiegrootte	Matig ongunstig
Habitat	Zeer ongunstig
Toekomstperspectief	Zeer ongunstig

4.3.7 Aanbeveling in relatie tot nationale instandhoudingsdoelstellingen

Implementatie van een proactieve strategie tegen IAS-soorten (Townsend, 2009) zal gebaseerd moeten worden op:

- Preventie – om het aantal IAS-soorten dat het land bereikt en binnendringt te beperken;
- Vroege detectie en uitroeiing – om de betreffende soorten te detecteren, op te sporen en elimineren voordat ze voet aan wal krijgen;
- Controle beheersing van reeds gevestigde IAS - om het netto effect te beperken waar mogelijk en nodig;
- Rehabilitatie - om beschadigde gebieden te herstellen;
- Publieke bewustzijn - omdat publieke opvattingen omtrent het vervoer van leven biologisch materiaal de grootste oorzaak van het probleem vormt.

Beschermings-subdoelen:

- de introductie van "Black-list", "Alert-list" en "Watch-list" IAS-soorten te voorkomen en/of tegen te houden;
- de meest schadelijke gevestigde soorten uit te roeien of te beheersen.

4.3.8 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

De kernbedreigingen veroorzaakt door invasieve soorten en de belangrijkste management implicaties zijn weergegeven in onderstaande tabel.

Kernbedreigingen		Management implicaties
Concurrentie en bedreiging van inheemse en endemische fauna en flora:	Invasieve soorten bezitten van nature eigenschappen waartegen eilandenfauna en -flora zich moeilijk kan wapenen. Het gevolg is vaak excessieve concurrentie of predatie, met vervanging, uitroeiing of faunavervalsing als gevolg. Na klimaat verandering is dit de grootse bedreiging voor de mondiale biodiversiteit	<ul style="list-style-type: none"> • Het uitwerken en implementeren van een Invasive Alien Species Strategy and Action Plan (zie Smith et al. 2014). Dit komt met name neer op: <ol style="list-style-type: none"> a) preventie (van binnenkomst bij de landsgrens), b) snelle interventie (hopelijk met onmiddellijke uitroeiing als gevolg) en c) controle en mitigatie. <ul style="list-style-type: none"> • Implementeren van wetgeving • Instellen ISMT's (Invasive Species Management Teams) voor handhaving
Ziekten, leed en mortaliteit:	Veel invasieve soorten vormen een gevaar voor de mens of dier. Voorbeelden hiervan zijn de verschillende menselijke ziekten die onlangs zijn binnengekomen zoals ZIKA en Chinkunguya en het West Nile virus (dat reeds op buureilanden is gesignaleerd) en teken die hondenziekten dragen. Al deze invasieve soorten hebben grote consequenties voor de gezondheid van de mens en/of huisdier.	<ul style="list-style-type: none"> • Idem (zie boven)
Economische kosten:	Ziekten en plagen veroorzaken veel verlies van productiviteit en verpesten het woongenot. Agrarische plagen maken landbouw moeilijk, verplichten tot het gebruik van kostbare en/of vervuilende chemicaliën of vernietigen belangrijke gewassen nagenoeg geheel (zoals Lethal-yellowing virus op St. Eustatius dat bijna alle kokospalmen heeft gedood)	<ul style="list-style-type: none"> • Idem (zie boven)

4.3.9 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Afgezien van de verrichte inventarisaties en enkele surveys naar het voorkomen van loslopend vee op alle drie de eilanden (Debrot et al., 2015; Geurtz, 2015; Lagerveld et al., 2015), verwilderde katten op Saba (Debrot et al., 2014), de Koraalduivel/Lionfish op Bonaire (White, 2011; de León et al., 2013) en de Afrikaanse Reuzenslak op St. Eustatius (Debrot et al., 2016) is er geen data beschikbaar over dichtheden van invasieve soorten.

Kwantitatieve monitoring is vaak een kostbare aangelegenheid en scherpe prioriteiten dienen daarom gesteld te worden. Voor de vele soorten die zich al hebben gevestigd en waarvoor interventie geen duurzame bijdrage levert aan een oplossing, dient structurele monitoring te worden afgeraden. Het monitoren van IAS dient zich vooral op de grensgebieden te richten waar de vestiging van nieuwe exoten het meest waarschijnlijk is (bv. havens). Ook in het geval van uitroeiingscampagnes is blijvende monitoring voor enkele jaren na "uitroeiing" noodzakelijk, om zeker te zijn dat er geen individuen zijn ontsnapt die ongemerkt weer tot een probleem kunnen uitgroeien.

Bronnen

- Albins, M.A. and M.A. Hixon, 2008. Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 367: 233-238.
- Andrew, G.M. and L. John, 2010. National Invasive Species Strategy for Saint Lucia Terrestrial Ecosystems. Project No. GFL / 2328 – 2713-4A86, GF-1030-09-03. NISS Terrestrial Systems Specialists. 33 pp.
- Anonymous, 2014. Europees verbod op schadelijke exoten. Leeuwarder Courant, 10 april, 2014.
- Becking, L.E., Bussel, T. van, Engel, M.S., Christianen, M.J.A. and A.O. Debrot, 2014. Proximate response of fish, conch, and sea turtles to the presence of the invasive seagrass *Halophila stipulacea* in Bonaire. IMARES Report C118/14, 35 pp.
- BEST Commission, 2003. The National Invasive Species Strategy for The Bahamas. BEST, Nassau, The Bahamas, 34 pp.
- Brown, P. and A. Daigneault, 2014. The Economics of Invasive Alien Species in the Insular Caribbean. Pp. 7-11, In: Economic Impact of IAS in the Caribbean Case Studies; N. Ramnanan (Ed.). CABI Trinidad and Tobago, West Indies.
- Burg, W.J. van der, Freitas, J. de, Debrot, A.O. and L.A.P. Lotz, 2012. Naturalised and invasive alien plant species in the Caribbean Netherlands: status, distribution, threats, priorities and recommendations. PRI report 437. Imares report C185/11. 82 pp.
- Buurt, G. van and A.O. Debrot, 2011. Introduced agricultural pests, plant and animals diseases and vectors in the Dutch Caribbean, with an "Alert species" list. IMARES Report number C193/11. 35 pp.
- Buurt, Gerard van, and Adolphe O. Debrot, 2012. Exotic and invasive terrestrial and freshwater animal species in the Dutch Caribbean. IMARES Report number C001/12. 37 pp.
- Chase V, Felix M, Mathurin G, John L, Andrew GM, Lewis D, Krauss U (2011). Saint Lucia National Invasive Species Strategy 2012-2021.
- De León, R., Vane, K., Bertuol, P., Chamberland, V.C., Simal, F., Imms, E. and M.J. Vermeij, 2013. Effectiveness of lionfish removal efforts in the southern Caribbean. *Endangered Species Research*, 22(2), 175-182.
- Debrot, A.O., 2016. Rapid response to the discovery of an invasive Green Iguana on St. Eustatius CIASNET.org. 2 pp.
- Debrot, Adolphe O., Buurt, Gerard van and Mark J.A. Vermeij, 2011. Preliminary overview of exotic and invasive marine species in the Dutch Caribbean. IMARES Report C188/11. 29 pp.
- Debrot, A.O., Hazenbosch, J.C.J., Piontek, S., Kraft, C., Belle, J. van and A. Strijkstra, 2015. Roaming livestock distribution, densities and population estimates for St. Eustatius, 2013. Unpublished IMARES-report C088/15, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Debrot, A.O., Reid, A., Leslie, T., Madden, H., Stapel, J., Dalm, F., Uphoff, L. and L. van der Zwet, 2016. Encouraging results for controlling an agricultural pest on St. Eustatius. *BioNews (DCNA Newsletter)* 26:8
- Debrot, A.O., Ruijter, M., Enderwin, W., van Hooff, P. and K. Wulf, 2014. Predation threats to the Red-billed Tropicbird breeding colony of Saba: focus on cats. IMARES Report C011/14, 53 pp.
- Geurts, K., 2015. The abundance of feral livestock in the Washington Slagbaai National Park, Bonaire. Wageningen University, Master Thesis, November 2015. 52 pp.
- Kairo, M., Ali, B., Cheesman, O., Haysom, K. and S. Murphy, 2003. Invasive Species Threats in the Caribbean Region. Report to the nature conservancy. CAB International, Caribbean and Latin American Regional Centre, Trinidad & Tobago, West Indies. 137 pp.
- Kaiser, J., 1999. Stemming the tide of invading species. *Science* 285:1836–1841.
- Lagerveld, S., Debrot, A.O., Bertuol, P., Davaasuren, N. and F. Neijenhuis, 2015. Populatieschatting geiten op Bonaire. IMARES-report C115/15, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 48 pp.
- Lopez, V. and U. Krauss, 2006. National and Regional Capacities and Experiences on Marine Invasive Species, Including Ballast Waters, Management Programmes in the Wider Caribbean Region – a Compilation of Current Information. CABI, Trinidad & Tobago, UNEP. 103 pp.
- Lugo, A.E., 2009. The emerging era of novel tropical forests. *Biotropica*, 41(5), 589-591.
- Min. EZ (Dutch Ministry of Economic Affairs), 2013. Natuurbeleidsplan Caribisch Nederland 2013-2017. The Hague, the Netherlands. 55 pp.
- Mittermeier, R. A., Myers, N. and C.G. Mittermeier (eds.), 1999. Hotspots. Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, S.A.; Mexico City, Mexico. 431 p.
- Mooney H. 2001. Invasive alien species – the nature of the problem. Assessment and Management of Alien Species that Threaten Ecosystems, Habitats and Species. Convention on Biological Diversity Technical Paper No. 1: 1–2.
- Mooney, H. A. and R. J. Hobbs, 2000. Invasive species in a changing world. Island Press, Washington.

-
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. da, and Jennifer Kent, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:854-858.
- Pimentel, D., Zuniga, R. and D. Morrision, 2005. Update on the environmental economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273-288
- Smith, S.R., Burg, W.J. van der, Debrot, A.O., Buurt, G. van, and J.A. de Freitas, 2014. Key Elements Towards a Joint Invasive Alien Species Strategy for the Dutch Caribbean. IMARES Report C020/14, 104 pp.
- Townsend, S., 2009. Draft invasive species strategy and action plan for Jamaica. UNEPCABI/GOJ project. 37 pp.
- Terpstra, M., Woude, E. van der, Wulf, K., Rijn, J. van, and A.O. Debrot, 2015. Assessing the effect of cat removal on reproductive success in Red-billed Tropicbird colonies on Saba. IMARES-report C103/15, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 32 pp.
- Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL, Westbrooks R (1996) Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468-478
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmanek, M. and R. Westbrooks, 1997. Introduced species and global change. *N Z J Ecol* 21: 1–16.
- White, M.K., 2011. Assessment of local lionfish (*Pterois volitans*) densities and management efforts in Bonaire, Dutch Caribbean. *Physis: CIEE Research Station Bonaire*, 9, 64-69.
- Weijden, W.J. van der, Leewis, R. en P. Bol, 2005. Biologische globalisering. Omvang, oorzaken, gevolgen, handelsperspectieven. Achtergronddocument voor de Beleidsnota Invasieve Soorten van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. CLM, Milieu en Natuurplanbureau en TU Delft. Culemborg.
- Williams, E.H., Bunkley-Williams, L., Lilyestrom, C.G. and E.A.R. Ortiz-Corps, 2001. A Review of Recent Introductions of Aquatic Invertebrates in Puerto Rico and Implications for the Management of Nonindigenous Species. *Car. J. Sci.* 37(3–4):246–251.
- Williams, E.H. and C.J. Sinderman, 1992. Effects of disease interactions with exotic organisms on the health of the marine environment. In M. R. DeVoe (ed.), *Introductions and transfers of marine species*, pp. 71-77. South Carolina Sea Grant Consortium.
- World Conservation Monitoring Centre, 1992. *Global biodiversity*. Chapman & Hall, London.

4.4 Klimaat en klimaatverandering

Door: Verweij, P.J.F.M., Swart, R.J. en T. van der Sluis

4.4.1 Inleiding

Het klimaat is het gemiddelde weer (temperatuur, vocht, luchtdruk, wind, bewolking en neerslag) over een bepaalde periode. Een klimaat is niet stabiel en verandert onder natuurlijke en menselijke invloeden (KNMI, 2016). De opwarming van het klimaatsysteem is ondubbelzinnig en de sinds 1950 geobserveerde veranderingen zijn ongekeerd voor tientallen tot duizenden jaren. In de afgelopen drie decennia is het aardoppervlak steeds warmer geworden (de wereldgemiddelde temperatuur met meer dan een graad Celsius in 2016), waarbij de oceaanopwarming 90% van de totale opwarming voor zijn rekening neemt. In de afgelopen eeuw is de gemiddelde zeespiegel met 19 cm gestegen. Die stijging is groter dan de gemiddelde stijging over de afgelopen 2 millennia. De wereldzeeën zullen verder opwarmen waarbij de warmte-uitstraling ook de diepzee zal bereiken en de zee-circulatie zal beïnvloeden. De atmosferische concentratie van kooldioxide, methaan en stikstofoxides is hoger dan in de afgelopen 800.000 jaar. De oceaan is ten gevolge van de opname van 30% van de door mensen uitgestoten kooldioxide (uitstoot van fossiele brandstoffen en landgebruiksverandering) verzuurd en zal verder blijven verzuren. Op mondiale schaal zal het contrast in neerslag tussen natte en droge regio's verder toenemen (IPCC, 2013).

4.4.2 Kenschets

Beschrijving

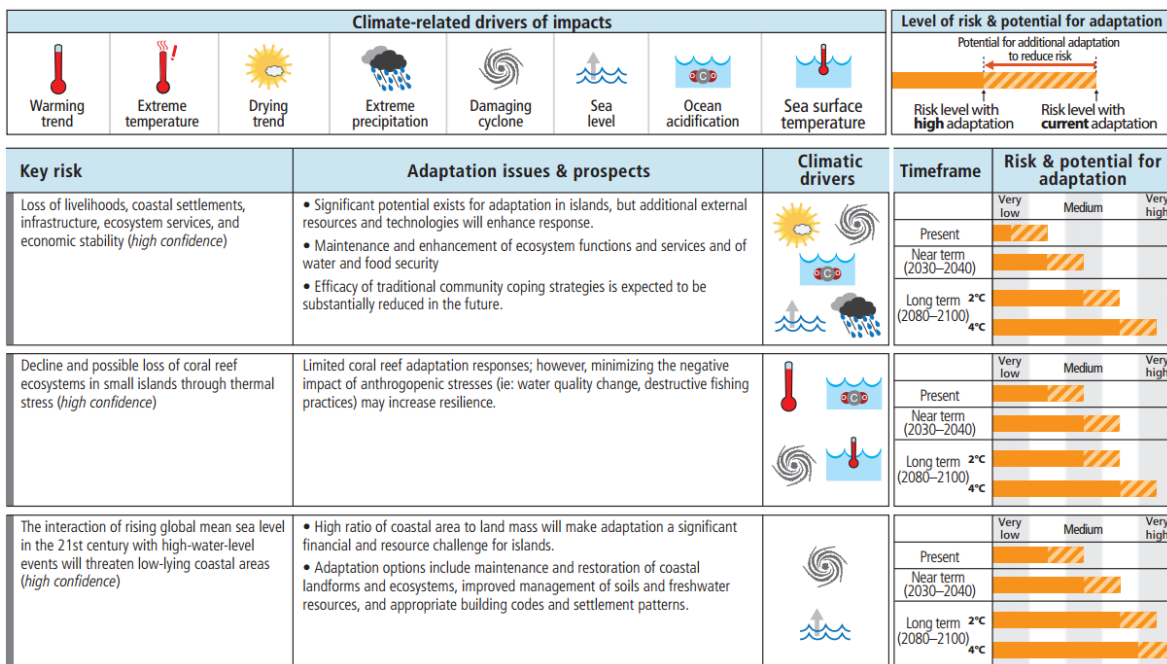


Fig. 4.4.1 – Klimaatfactoren van invloed op kleine eilanden (Nurse et al., 2014).

Broeikasgasemissies van kleine eilanden zijn verwaarloosbaar ten opzichte van de totale mondiale uitstoot, maar de bedreigingen van klimaatveranderingen, zeespiegelstijging en opwarming van de aarde zijn juist groot voor diezelfde kleine eilanden (Fig. 4.4.1). In de afgelopen decennia is het gebruik van land en zee door de mens sterk geïntensiveerd. Op vele kleine eilanden in de Cariben heeft kusterosie plaatsgevonden met een ongunstig effect op toeristische faciliteiten, bebouwing, voorzieningen en infrastructuur. De mens heeft, net zoals de gebruikelijke episodes van extreme klimaatverschijnselen als tropische stormen, veel invloed gehad op erosie. Door de mix van veranderingen kan het soms moeilijk zijn om specifieke effecten aan een specifieke oorzaak toe te schrijven (IPCC, 2013). De effecten van klimaatverandering zullen het grootst zijn daar waar de natuurlijke omgeving toch al onder druk staat door menselijke activiteiten (IPCC, 2013; Bijlsma et al,

1996). Klimaatverandering is een ernstige bedreiging voor de duurzame ontwikkeling van de landen van de Caribische gemeenschap (CARICOM) en kan zelfs het voortbestaan van die landen in gevaar brengen (CCCCC, 2009).

Effect van klimaatverandering binnen het Caribisch gebied: groot

Het klimaat heeft invloed op alle natuurlijke systemen en de daardoor geleverde functies die van belang zijn voor Caribisch Nederland, waaronder:

Kustverdediging tegen stormen – golfbrekende koraalriffen sterven af door warmer en zuurder zeewater (koraalverbleking) (Frieler et al., 2013). Daarnaast kan de intensiteit toenemen van extreme stormen die de koraalriffen, mangrovebossen en zeegrasvelden beschadigen. Een mogelijke verschuiving of verbreding van de orkaangordel naar het zuiden zou ook voor de benedenwindse eilanden de orkaan/storm risico's vergroten.

Visserij – de verslechtering van de koraalriffen als habitat heeft een negatieve invloed op de gehele voedselketen, waaronder belangrijke commerciële vissoorten als baarzen (Bari en Cochrane, 2011). Verschuivingen van migratiepatronen van belangrijke diepzeevisserij doelsoorten door opwarming van het oceaanwater kunnen ook negatieve invloed hebben.

Bestrijding exoten en plagen - een warmer en vochtiger klimaat biedt goede omstandigheden voor de muggenpopulatie (en de kans op gerelateerde ziektes zoals West Nijlvirus, Knokkelkoorts (of Dengue, waar de Antillen bijvoorbeeld eerder rond 2010 mee te maken hebben gehad), Chikungunya en Zika daardoor toeneemt) en de kans op voedselinfecties (bijv. Salmonella) en dierinfecties (bijv. Lyme) neemt toe (EPA, 2014; de Hamer, 2015).

Massastabilisatie en erosiebeheersing – Door koraalverbleking sterft koraal af en kan het geen sediment meer produceren. Een toename van de intensiteit van stormen en misschien de frequentie (over dit laatste is meer onzekerheid) zal de kust en stranden eroderen (Esteban et al., 2009). Een gezonde vegetatie houdt de bodem vast; aan de kust, maar ook op het land. Een toename van extreme droogte en regen zal de gezondheid van de vegetatie aantasten en erosie doen toenemen.

Ondersteuning levenscycli en habitatbehoud – De eilanden zijn onderdeel van de internationale Caribische biodiversiteit-hotspot op basis van de soortenrijkdom en het voorkomen van endemische soorten (Myers et al., 2000; Roberts et al., 2005) in combinatie met grote en toenemende menselijke druk. Het betreft o.a. koraalriffen, zeegrasvelden, mangrovebossen, zoutmeren, cactuslandschappen en nevelwoud. Alle habitats worden sterk beïnvloed door het klimaat; zo zijn regenwouden en nevelwouden gevoelig voor extreme droogte en beschadigingen door hevige stormen (van 't Hof, 2010). Zandstranden worden warmer waardoor zeeschildpadeieren te heet worden en niet meer uitkomen of veranderingen in geslachtsratio's optreden, of de zandstranden verdwijnen onder water door zeespiegelstijging waardoor ze als nestgebied voor zeeschildpadden verloren gaan (Laloë et al., 2016; Patino-Martinez et al., 2014; Fish et al., 2005). Tevens geeft klimaatverandering en een slechtere conditie van habitats meer gelegenheid voor invasieve soorten om zich te vestigen (Winkel, 2003).

Toerisme – stijgende temperaturen, een grotere kans op heftige stormen en afgestorven of in slechte toestand verkerende koraalriffen, cactuslandschappen, regenwouden en nevelwouden en verminderen van (koraal)zandstranden maakt het gebied minder aantrekkelijk als vakantiebestemming.

4.4.3 Huidig klimaat

Het Caribische klimaat kan worden gekarakteriseerd als een tropisch klimaat met droog/natte seizoenen. Stormen en orkanen zijn de grootste regenbron met grote regionale verschillen door hoogte en reliëf. De bovenwindse eilanden (St. Eustatius en Saba) hebben een tropisch moessonklimaat met een natte nazomer en herfst. De gemiddelde dagtemperatuur ligt rond de 30 graden Celsius. Het benedenwindse eiland (Bonaire) heeft een tropisch-aride-klimaat. Jaarlijkse klimaatverschillen kunnen groot zijn. Zie Tabel 4.4.1 voor het gemiddelde klimaat van 2015 (CBS, 2016). De benedenwindse eilanden liggen buiten de orkaangordel waardoor er aanzienlijk minder orkanen zijn dan op de bovenwindse eilanden (Fig. 4.4.2).

Tabel 4.4.1 – Gemiddelde jaarlijkse klimaat van 2015 (CBS, 2015; KNMI).

	Temperatuur [Celsius]	Wind snelheid [m/s]	Relatieve vochtigheid [%]	Neerslag [mm]
Bonaire (benedenwinds)	28,1	7,7	75,7	191,1
St. Eustatius (bovenwinds)	27,6	5,5	75,2	92,2

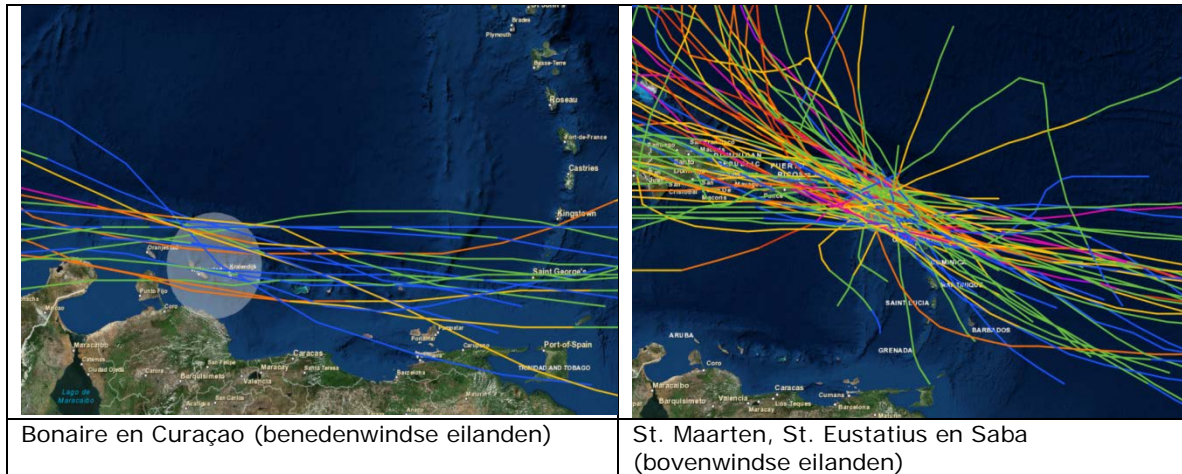


Fig. 4.4.2 – Tropische cyclonen historisch vastgelegd (vanaf het jaar 1492) binnen de 60 zeemijl zone. (MDC, 2016).

4.4.4 Mate van bedreiging

Trends

Volgens de kleine eiland sectie van het IPCC fifth assessment report (Nurse, 2014) bestaan de belangrijkste risico bepalende factoren uit tropische cyclonen, zeespiegelstijging, stijgende lucht en watertemperaturen en een veranderend neerslagpatroon. De mediaan (het midden van een verdeling) van de projecties (2081-2100) voor de stijging van de temperatuur is 1,4 graden Celsius, 5% voor de afname van de neerslag en 0,5 tot 0,6 meter voor zeespiegelstijging voor het RCP 4.5 scenario (een relatief laag scenario). Fig. 4.4.3 toont het historische verloop van de temperatuur en neerslag geprojecteerd naar de toekomst. Fig. 4.4.4 toont de hier uit voortkomende effecten zoals waargenomen in het Caribisch gebied.

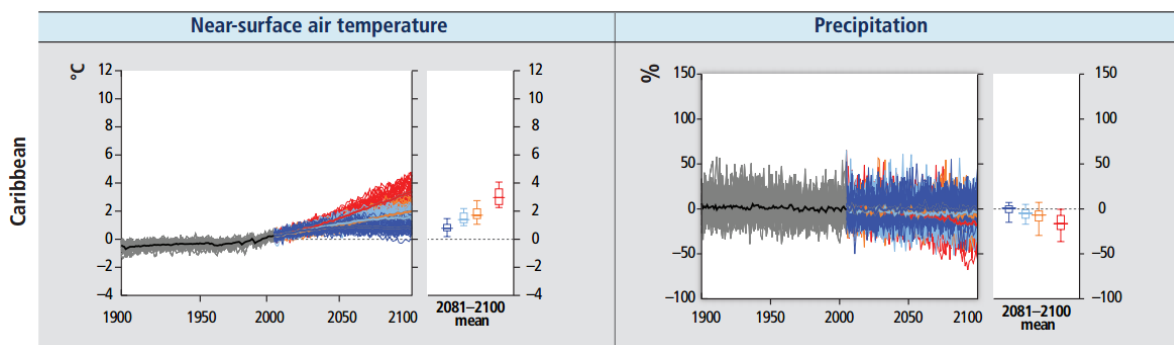


Fig. 4.4.3 – Historische metingen en projecties voor luchttemperatuur en neerslag in de Cariben. De kleuren blauw, lichtblauw, oranje en rood stellen verschillende klimaatscenario's voor (IPCC, 2013).

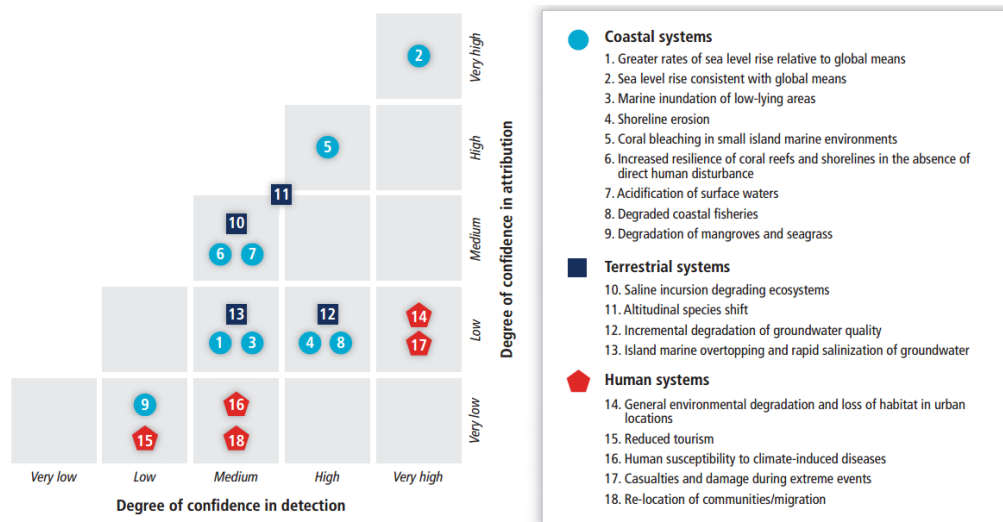


Fig. 4.4.4 – Waargenomen effecten van klimaatverandering in het Cariben gebied (IPCC, 2013).

Beoordeling effecten: zeer ongunstig

De huidige gevolgen van klimaatverandering voor de natuur en biodiversiteit van de Nederlandse Caribische eilanden zijn hieronder samengevat op basis van de categorieën van Nurse (2014):

- Verlies kust habitat(kwaliteit) – zeer ongunstig
- Koraalverbleking – zeer ongunstig
- Hoogteverschuiving nevelwoud – matig ongunstig
- Verzuring van oppervlaktewater - matig ongunstig
- Grondwater verslechtering – matig ongunstig
- Kusterosie – matig ongunstig
- Teruglopende visvangst aan de kust – matig ongunstig
- Verlies terrestrische habitatkwaliteit– matig ongunstig.

Klimaatverandering en de landgebruiksintensivering op Caribisch Nederland beïnvloeden gezamenlijk de gezondheid van habitats waardoor het moeilijk is om specifieke effecten aan een specifieke oorzaak toe te schrijven.

Beoordeling toekomstperspectief: zeer ongunstig

Voor de toekomst zijn de eilanden voor de hierboven genoemde categorieën zeer kwetsbaar. Zelfs optimistische scenario's over klimaatverandering (RCP's) en evolutionaire aanpassing voorspellen dramatische vooruitzichten voor koraalriffen (Frieler et al., 2013; Lindeboom en Jackson, 2016), nevelwoud en regenwoud. Illustratief is de impact van de orkanen Irma en Maria in september 2017 (zie kader). Daarom lijkt het verstandig uit te gaan van een hoge kwetsbaarheid bij plannen van de ruimtelijke ontwikkelingen.

Aspect Klimaatverandering	2017
Habitat	Zeer ongunstig
Toekomst perspectief	Zeer ongunstig

Het orkaanseizoen 2017 met Irma en Maria

Het orkaanseizoen 2017 was uitzonderlijk actief en destructief. Op 6 september trok orkaan Irma over de bovenwindse eilanden Saba, Sint Eustatius en Sint Maarten. Het was voor zover bekend de eerste keer dat een orkaan van categorie 5 op de schaal van Saffir-Simpson de noordelijke Bovenwindse Eilanden trof. De gemiddelde windsnelheid was 295 km/uur met rukwinden tot liefst 360 km/uur (bron www.weeronline.nl). Het oog van de orkaan trok over Sint Maarten en richtte hier zeer grote schade aan. Binnen twee weken volgden ook nog categorie 4 orkaan Jose (9 september) en categorie 5 orkaan Maria (19 en 20 september), al trok het oog van deze orkanen niet pal over de Nederlandse bovenwindse eilanden.

Naast de schade aan de infrastructuur en het leed voor de lokale bevolking, blijkt ook de natuurschade aanzienlijk. Dit is het meest zichtbaar op het land. Een eerste ruwe inventarisatie door het SCF¹² na orkaan Irma laat zien dat naar schatting 90-95% van het bos op Saba is beschadigd of vernield (zie onderstaande foto van het SCF), terwijl er toch ook valleien zijn die de orkaan goed hebben doorstaan. Ook op St. Eustatius is de schade duidelijk zichtbaar. STENAPA¹³ rapporteert dat in het Quill Nationaal park honderden bomen zijn gesneuveld. In Oranjestad blijken verschillende exemplaren, zelfs met een diameter van 3 meter of meer, die toch al vele orkanen hebben doorstaan, te zijn neergegaan. Het schildpadden legstrand van Oranje Baai is weggeslagen, terwijl het legstrand van Zeelandia Baai met 1 a 2 meter is opgehoogd. Het effect op de reeds aanwezige nesten zal moeten blijken.

De schade onder water is minder eenduidig. Zowel rond Saba als St. Eustatius is het rif op sommige locaties zwaar beschadigd, terwijl andere locaties veel minder aangetast lijken. Met orkaan Maria op komst kon een intensievere inventarisatie niet worden ondernomen. Dit zal na het orkaanseizoen moeten gebeuren, zodat er een goede baseline is van de schade om daarmee het (hopelijke) herstel te kunnen volgen. EZ, DCNA en WNF hebben daartoe de krachten gebundeld, zodat de natuurorganisaties op de drie bovenwindse eilanden hierin kunnen worden ondersteund.



¹² Bron: SCF, 25-sep-2017: DCNA Emergency Assistance Hurricanes Irma & Maria

¹³ Bron: STENAPA, 25-sep-2017: Nature St Eustatius heavily affected by hurricane Irma (www.naturetoday.com)

4.4.5 Aanbeveling in relatie tot nationale instandhoudingsdoelstellingen

Veel van de effecten van globale klimaatverandering vallen buiten de invloed van de klein eilandelijke controle. In de Cariben worden de grootste schadeposten gezien in stormschade, verlies van toeristeninkomsten en schade aan infrastructurele werken. De jaarlijkse kosten voor de Caribische regio wordt geschat op US\$ 22 miljard rond 2050 en US\$ 46 miljard rond 2100. Dat is respectievelijk 10 en 22 procent van de totale Caribische economie. Let wel: bij deze getallen gaat het om slechts de drie grootste schadeposten van effecten van klimaatverandering uitgaande van het achterwege blijven van actie (Bueno et al., 2008).

De kwetsbaarheid voor klimaatverandering van natuurlijke en menselijke systemen moet worden verminderd in de Caribische gemeenschap (CARICOM landen) (CCCCC, 2012). Door het wegnemen van antropogene stressoren worden de ecosystemen veerkrachtiger en beter bestand tegen klimaatverandering (IPCC, 2013). Het Natuurbeleidsplan van Caribisch Nederland (Min. EZ, 2013) stelt het volgende: 'Het is niet mogelijk om vanuit de eilanden klimaatverandering te beïnvloeden, wel is het mogelijk om de veerkracht van ecosystemen te verbeteren zodat zij veranderingen beter kunnen weerstaan en de gevolgen tot een minimum beperkt blijven'. De belangrijkste sectoren voor instandhoudingsbeleid zijn: ruimtelijke planning en terrestrische en mariene natuurbeschermingsbeleid (Debrot en Bugter, 2010) en bouwvoorschriften, onderhoud en herstel van kustgebieden, habitats en verbeterd beheer van bodem en zoetwater hulpbronnen (IPCC, 2013).

De Kralendijk declaratie (2016) bevestigt dat de gemeenschappen van de Caribische regio worden bedreigd door de gecombineerde effecten van klimaatverandering in combinatie met de ecologische degradatie als gevolg van lokaal-menselijke activiteiten:

- De Caribische kusten zullen de gevolgen ondervinden van meer en heviger stormen en zeespiegelstijging;
- Caribische landschappen en cultureel erfgoed zullen worden aangetast of zelfs vernietigd door een combinatie van slecht beheer en kusterosie;
- Kust-ecosystemen zijn een van de belangrijkste (economische) bronnen voor levensonderhoud van Caribische gemeenschappen. Bevolkingsontwikkeling en de daaraan gekoppelde druk op de ecosystemen in combinatie met klimaatverandering vereisen een herziening van de manier waarop mensen leven en gebruikmaken van de kust;
- Milieuverstoring door toenemende kustontwikkeling, klimaatverandering en zeespiegelstijging zullen toerisme –de belangrijkste bron van inkomsten voor veel Caribische eilanden- negatief beïnvloeden.

Klimaatverandering kan vaak worden beschouwd als een extra drukfactor bovenop andere, vaak door menselijke activiteiten veroorzaakte andere drukfactoren. Oplossingen moeten dan ook in samenhang met die andere factoren worden ontwikkeld.

4.4.6 Belangrijkste bedreigingen en management implicaties

Kustbescherming door ruimtelijke planvorming

De stijgende zeespiegel en de toename van de intensiteit van tropische stormen zijn een directe bedreiging voor alle menselijke constructies aan de kust (Min. HEN, 2014). Daarnaast verstoren die infrastructures het goed functioneren van de natuurlijke kustbescherming zoals riffen en mangroves en vernietigen de kust als groen-blauwe verbindingzone waarvan een groot aantal dieren afhankelijk is voor hun overleven, zoals landkreeften, de heremietkreeft en garnalen. Een ruimtelijk beleid gericht op een kustontwikkeling op afstand van de kust (setback policy) heeft veel economische en ecologische voordelen (IUCN, 2007; Debrot en Bugter, 2010).

Grotere weerstand van ecosystemen door handhaven of versterken van verbindingen tussen ecosystemen

Gezonde ecosystemen hebben een hogere weerbaarheid tegen de druk van klimaatverandering. Een ecosysteem omvat alle habitats die nodig zijn voor gemeenschappen van organismen in al hun levensfasen. Bovendien moeten die habitats groot genoeg en met elkaar verbonden zijn om te kunnen functioneren (Soule and Simberloff, 1986). Een samenhangend stelsel van natuurgebieden, met verbindingzones draagt bij aan een grotere 'resilience', robuustheid van systemen (van der Sluis et

al., 2004) en maakt het voor soorten mogelijk om hun areaal aan te passen aan veranderende klimaatomstandigheden en vegetatie zonerings (Cormont, 2011; Vonk et al., 2010).

Minder erosie door herbebossing en bescherming van voedsel-web door tegengaan van overbevissing

Een warmere en zuurdere zee maakt het koraal gevoelig voor verbleking en afsterven. Koraal is van belang voor de kustverdediging door de breking van golven, voor de aanvoer van sediment, als habitat voor de visserij en voor duiktoerisme. Extra stressoren als verstikkend erosiemateriaal van het land, verrijking met nutriënten van afvalwater (Gast et al., 1999; Duyl et al., 2002; Slijkerman et al., 2011), of verstoring van het voedselweb-evenwicht door overbevissing (Roberts, 1995; Coblentz, 1997) maken het koraalrif kwetsbaarder voor de effecten van klimaatverandering.

Erosie wordt m.n. veroorzaakt door loslopend vee (geiten, ezels, runderen en kippen) (de Freitas et al., 2005; Debrot et al., 2013; Coolen, 2015) die de grondvasthoudende vegetatie vernietigen en tegelijkertijd mechanische erosie veroorzaken. Verharding van de ondergrond (bebouwing, (half-) verharde wegen) versnelt de afvloe van water met grotere erosie als gevolg, vooral in combinatie met slechte afwatering, zoals bijvoorbeeld gebrek aan waterbuffergebieden en stromingremmende systemen. Loslopend vee veroorzaakt tevens gelegenheid voor invasieve soorten (zoals Corallita en Rubbervine) om zich te vestigen en de gezondheid van terrestrische ecosystemen te verzwakken. Smith et al. (2014) bieden een uitgebreid advies hoe de aanwas van invasieve soorten kan worden geremd, waaronder grenscontroles, een mandaat om de invasieve soorten (op private gronden) te verwijderen, het beschikbaar maken van middelen om actie te kunnen ondernemen en monitoring om vroegtijdig in te kunnen grijpen.

Herbebossing van aangetaste gebieden gaat erosie tegen en biedt kans op herstel van ecosystemen. Recente herbebossing op Curaçao en (Klein) Bonaire zijn succesvol (Debrot, 2009). Voor Saba is een herbebossingsplan aangeboden aan de raad (Debrot, 2006).

Overbevissing heeft geresulteerd in het verdwijnen van (bedreigde) grote baarzen (Toller et al., 2010) waardoor een niche ontstaat voor invasieve soorten zoals de Koraalduivel die zich nu verspreidt over alle eilanden (Debrot en Bugter, 2010). Naast het bestaande verbod op speervisserij kan er een controlemechanisme komen op de hoeveelheid gevangen vis, de vismethode en de toegestane te vissen soorten en grootte.

4.4.7 Beschikbaarheid en kwaliteit van data

Het klimaat is een mondiaal systeem met regionale verschillen. Voor de huidige situatie zijn lokale data gebruikt. KNMI monitort meteorologische data op Caribisch Nederland. De scenario's voor de toekomst komen van mondiale modellen die zijn gespecificeerd naar eilandelijke regio's zoals de Cariben (Nurse et al., 2014). Bugler et al. (2017) waarschuwen dat een hogere resolutie verkeerd geïnterpreteerd kan worden (meer precisie betekent niet per definitie accurater). Het downscalen vergroot echter de totale onzekerheid. In het kader van het PRECIS project (Providing Regional Climates for Impact Studies) werken Tailor et al. (2013) aan een Caribisch regionaal model dat in de toekomst mogelijk meer betrouwbare gedetailleerde uitspraken kan doen voor de Cariben. De methode wordt toegepast in regionale trainingsworkshops.

Het klimaat kent gebruikelijke episodes van extreme klimaatverschijnselen. Jaarlijkse metingen van klimaatparameters (temperatuur, neerslag, aantallen cyclonen, etc.) zijn geen directe representatie van het klimaat. Voor management is het doeltreffend om effectindicatoren te monitoren: soorten en habitats. Het aantal beschikbare indicatoren is echter laag en bemoeilijkt het doen van een kwantificeerbare uitspraak. Verweij et al. (2015) adviseren om, naast het behoud van de lopende monitoringactiviteiten, een aantal monitoringactiviteiten toe te voegen waarmee de gezondheid van habitats kunnen worden gevolgd. Belangrijk hierbij is om te analyseren hoe waargenomen veranderingen samenhangen met verandering van klimaat en andere milieu- en sociaal-economische ontwikkelingen. Bestaande onzekerheden vormen echter geen argument om de bovenbeschreven bedreigingen niet serieus te nemen.

Bronnen

Bari, T. and K. Cochrane, 2011. Climate change impacts on the world fisheries resources. Pp. 279-289. In: Review of the state of world marine fishery resources. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 569. Rome, FAO. 2011. 334 pp.

- Bijlsma, L., Ehler, C.N., Klein, R.J.T., Kulshrestha, S.M., McLean, R.F., Mimura, N., Nicholls, R.J., Nurse, L.A., Perez Nieto, H., Stakhiv, E.Z., Turner, R.K. and R.A. Warrick, 1996. Coastal zones and small islands. In: *Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses. Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Watson, R.T., M.C. Zinyowera, and R.H. Moss (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 289-324
- Bueno, R., Herzfeld, C., Stanton, E. and F. Ackerman, 2008. *The Caribbean and climate change, The costs of inaction*, Tufts University.
- Bugler, W., Palin, O. and B. Rabb, 2017. *Climate data and projections: supporting evidence-based decision-making in the Caribbean*, CDKN, Climate & Development Knowledge Network policy brief
- CBS, 2015. *Trends in the Caribbean Netherlands 2016*, Statistics Netherlands
- CCCCC, 2009. *Climate Change and the Caribbean: a regional framework for achieving development resilient to climate change (2009-2015)*, Caribbean Community Climate Change Centre
- CCCCC, 2012. *Delivering transformational change 2011-21, implementing the CARICOM 'regional framework for achieving development resilient to climate change'*, Caribbean Community Climate Change Centre
- Cormont, A., 2011. *On the wings of change : species' responses in fragmented landscapes under climate change*. (PhD-thesis), Wageningen University, Wageningen.
- Coblentz, B.E., 1997. Subsistence Consumption of Coral Reef Fish Suggests Non-Sustainable Extraction. *Cons. Biol.* 11(2): 559-561
- Coolen, Q., 2015. *The impact of feral goat herbivory on the vegetation of Bonaire, an experimental study in the Washington-Slagbaai National park*, Msc.Student forest ad nature conservation report, Wageningen-UR, IMARES, Stinapa, Carmabi
- Debrot, A.O. en R. Bugter, 2010. *Climate change effects on the biodiversity of the BES islands*, Alterra report 2081, Imares report c118/10
- Debrot, A.O., Hazenbosch, J., Piontek, S., Kraft, J., Belle, J. van, and A. Strijkstra, 2013. *Roaming livestock distribution, densities and population estimates for St. Eustatius*, Imaris report number c088/15
- Debrot, A.O., 2006. *Reforestation for Saba*. Carmabi powerpoint presentation for the Saba island council.
- Debrot, A.O., 2009. *Ten years of successful reforestation in Curaçao and Bonaire*. Carmabi powerpoint presentation
- Duyl, F.C. van, Gast, G.J., Steinhoff, W., Kloff, S., Veldhuis, M.J.W. and R.P.M. Bak, 2002. Factors influencing the short-term variation in phytoplankton composition and biomass in coral reef waters. *Coral Reefs* 21: 293-306.
- EPA (United States Environmental Protection Agency), 2014. *Human Health*. Retrieved from EPA: <http://www.epa.gov/climatechange/impacts-adaptation/health.html#content>
- Esteban, N., Berkel, J., Glendinning, C., Hartel, L., Wognum, M. and G. Gilmore, 2009. *Guide to the Statia National Marine Park*. In N. Esteban, J. Berkel, C. Glendinning, L. Hartel, M. Wognum, & G. Gilmore, *Guide to the Statia National Marine Park* (pp. 15-19).
- Freitas, J.A. de, Nijhof, B.S.J., Rojer, A.C. and A.O. Debrot, 2005. *Landscape ecological vegetation map of the island of Bonaire (Southern Caribbean)*. Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences, Amsterdam. 64 pp.
- Hamer, J. de, 2015. *Climate change on St. Eustatius, climate change predictions for St. Eustatius and its possible impacts on the island*, Student report, HZ University of applied sciences, Vlissingen
- Fish, M., Cote, I., Gill, J., Jones, A., Renshoff, S. and A. Watkinson, 2005. Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean sea turtle nesting habitat, *Conservation biology*, 19(2), pp 482-491
- Frieler, K., Meinshausen, M., Golly, A., Mengel, M., Lebek, K., Donner, S., Hoegh-Guldberg, O, 2013, *Nature climate change*, 3, pp 165-170.
- Gast, G.J., Jonkers, P.J., Duyl, F.C. van, and R.P.M. Bak, 1999. Bacteria, flagellates and nutrients in island fringing reef waters: influence of the ocean, the reef and eutrophication. *Bull. Mar. Sci.* 65:523-538.
- Hof, T. van 't Hof, 2010. *Saba's unique cloud forest: and how it evolved during a series of major hurricanes*, Createspace independent publishing platform
- IPCC, 2013. *Summary for Policymakers*. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- IUCN, 2007. *Best practice guidelines for establishment of a coastal green belt*. IUCN, Sri Lanka Country Office, 8 pp..

-
- Kraalendijk declaratie, 2016. Conference on Coastal Dynamics and ecosystem change: Caribbean, Quo Vadis?, Bonaire, October 18-21
- Lindeboom, H. en J. Jackson, 2016. Koraalriffen van de Nederlandse Antillen gaan binnen 15 jaar verloren, bijeenkomst op het Paleis op de Dam van 6 December 2016
- KNMI, 2016. <https://www.ensie.nl/knmi/klimaat>
- MDC, 2016. Hurricanes and tropical storms in the Dutch Caribbean, Meteorological department of Curaçao.
- Min. EZ (Ministerie van Economische Zaken), 2013. Natuurbeleidplan voor Caribisch Nederland 2013-2017.
- Min. HEN (Curaçao Ministry of Health, Environment and Nature), 2014. National report of Curaçao, third international conference on small island developing states Apia, Samoa.
- Laloë, J.O., Esteban, N., Berkel, J. and G.C. Hays, 2016. Sand temperatures for nesting sea turtles in the Caribbean: Implications for hatchling sex ratios in the face of climate change. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 474, 92-99.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. da, and J. Kent, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Nurse, L.A., McLean, R.F., Agard, J., Briguglio, L.P., Duvat-Magnan, V., Pelesikoti, N., Tompkins, E. and A. Webb, 2014. Small islands. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Barros, V.R., C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1613-1654
- Patino-Martinez, J., Marco, A., Quiñones, L. and L.A. Hawkes, 2014. The potential future influence of sea level rise on leatherback turtle nests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 461, 116-123.
- Roberts, C.M., 1995. Effects of fishing on the ecosystem structure of coral reefs. *Cons. Biol.* 9(5): 988-995.
- Roberts, C.M., Hawkins, J.P. and F.R. Gell, 2005. The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 360, 123-132.
- Slijkerman, D.M.E., Peachey, R.B.J., Hausmann, P.S. and E.H.W.G. Meesters, 2011. Eutrophication status of Lac, Bonaire, Dutch Caribbean Including proposals for measures, IMARES report c093/11
- Smith, S., Burg, W. van der, Debrot, A.O., Buurt, G. van, and J. de Freitas, 2014. Key Elements Towards a Joint Invasive Alien Species Strategy for the Dutch Caribbean, IMARES rapport c020/14, PRI rapport 550.
- Soulé, M. E. and D. Simberloff, 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biol. Cons* 35: 19-40
- Taylor, M., Centella, A., Charlery, J., Bezanilla, A., Campbell, J., Borrajero, I., Stephenson, T. and R. Nurmohamed, 2013. *The Precip Story: Lessons and legacies*, American Meteorological Society, <http://dx.doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00235.1>
- Toller, W., Debrot, A.O., Vermeij, M.J.A. and P.C. Hoetjes, 2010. Reef Fishes of Saba Bank, Netherlands Antilles: Assemblage Structure across a Gradient of Habitat Types. *PlosOne* 5(5): e9207, 1-13.
- UNEP (United Nation Environment Programme), 2008. *Climate Change in the Caribbean and the Challenge of Adaptation*. UNEP Regional Office for Latin America and the Caribbean, Panama City, Panama
- Sluis, T. van der, Bloemmen, M. and I.M. Bouwma, 2004. *European corridors: strategies for corridor development for target species*. Tilburg/Wageningen, The Netherlands: ALTERRA, ECNC
- Verweij, P., Meesters, E., Debrot, A., 2015, *Indicators on the status and trends of ecosystems in the Dutch Caribbean*, Alterra rapport 2544.
- Vonk, M., Vos, C.C., en D.C.J. van der Hoek, 2010. *Adaptatiestrategie voor een klimaatbestendige natuur* (pp. 109). De Bilt/Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving PBL.
- Winkel, F., 2003. *Distribution and densities of Cryptostegia grandiflora in natural areas of Curaçao*. Carmabi/Univ. Wageningen Report 6 pp.

5 Hoofdconclusies en -aanbevelingen

5.1 Beoordeling landelijk Svl 2017

Fig. 5.1.1 geeft een overzicht voor de beoordelingsstatus van de habitats en de soorten of soortgroepen binnen Caribisch Nederland. Zonder uitzondering wordt de huidige Svl van de biodiversiteit in Caribisch Nederland beoordeeld als matig ongunstig tot zeer ongunstig. Dit geldt zowel voor de habitats als voor de hiervan afhankelijke soorten en/of soortgroepen. Dit is anders dan het beeld voor de Europese Unie en Nederland.

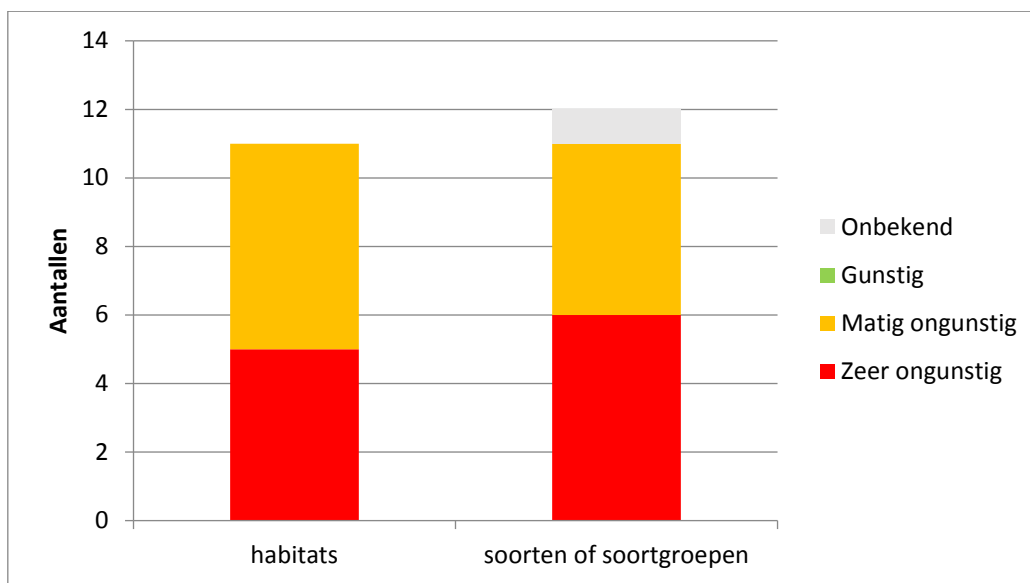


Fig. 5.1.1 - Beoordeling van de huidige Svl (2017) van 11 habitats en een selectie van 12 soort(groep)en in Caribisch Nederland.

Binnen de EU wordt 23% van de beoordelingen voor soorten als gunstig beschouwd, 42% matig ongunstig, 18% zeer ongunstig en 17% onbekend (EEA, 2015, p. 55). Voor soorten waarvan de Svl als matig of zeer ongunstig wordt beoordeeld, vertoonde desondanks 24% een stabiele of zelfs positieve trend, en 22% een negatieve trend (EEA, 2015). Voor de resterende 14% was er te weinig bekend om een trend te kunnen weergeven. Het betreft hier vooral mariene soorten zoals zeezoogdieren en zeeschildpadden. Voor 50% van deze soorten zijn er te weinig gegevens om tot een onderbouwd oordeel te komen van de status (EEA, 2015).

Binnen de EU spreekt men eigenlijk over habitattypen en dat is veel specifieker/gedetailleerder dan de habitats waar wij het hier over hebben. Voor wat betreft de habitattypen binnen de EU, vertoont 16% een gunstige, 47% een matig ongunstige en 30% een zeer ongunstige status (EEA, 2015). Van de habitattypen met een zeer of matig ongunstige status vertoont liefst 63% een negatieve trend, 33% een stabiele trend en slechts 4% een positieve trend. Nederland scoort relatief hoog voor het herstel van habitattypen, aangezien 41% van de habitattypen met een ongunstige status een onderbouwd positieve trend vertoont (EEA, 2015).

De landelijke Svl van de beoordeelde habitats en soort(groep)en in Caribisch Nederland lijkt algeheel ongunstig.

5.2 Handvol bedreigingen bepalend voor ongunstige trends

Wanneer wordt gekeken naar de vier indicatoren (verspreiding, oppervlak, kwaliteit, toekomstperspectief) waarop de habitats zijn beoordeeld (waar de soorten van afhankelijk zijn), dan is de score in minder dan een kwart van de gevallen 'gunstig' (Fig. 5.2.1). Vooral op habitatkwaliteit en toekomstperspectief is de score matig ongunstig tot zeer ongunstig.

Hieraan liggen vele bedreigingen ten grondslag, maar de belangrijkste bedreigingen betreffen de overbevising, het loslopend vee, de invasieve exoten en de klimaatverandering. De eerste drie zijn in grote mate bepalend voor het feit dat de kwaliteit van ruim 80% van de habitats wordt beoordeeld als matig tot zeer ongunstig.

Omdat tegen deze belangrijkste bedreigingen te weinig wordt ondernomen zijn ze in grote mate bepalend voor de 100% matig tot zeer ongunstige score op het toekomstperspectief. Habitats die in een ongunstige kwaliteit verkeren, zijn daarnaast onvoldoende veerkrachtig om de effecten van klimaatverandering nu en in de toekomst op te vangen.

De huidige aanpak van bedreigingen lijkt niet voortvarend genoeg, waardoor de negatieve trends zich naar verwachting zullen voortzetten. Er is geen aanleiding om te veronderstellen dat de snelheid van het biodiversiteitsverlies zal verminderen of stoppen.

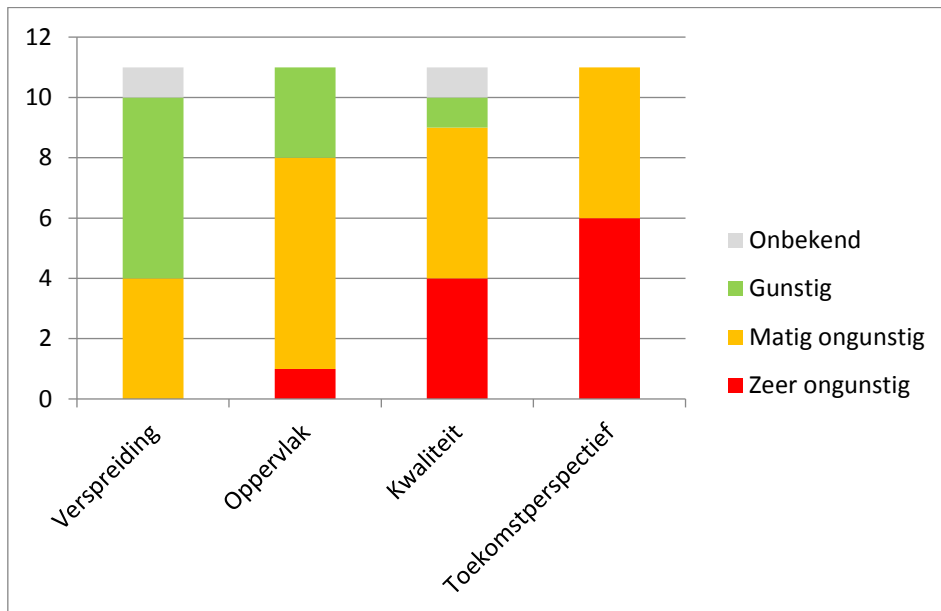


Fig. 5.2.1 - Score op de verschillende indicatoren waarop de 11 habitats zijn beoordeeld.

5.3 Kwantiteit en kwaliteit data onvoldoende voor trendbepaling

Binnen het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) worden in Europees Nederland de trends gevolgd van vrijwel alle belangrijke soortgroepen, zoals vogels, vlinders en planten. De meeste meetnetten van het NEM worden uitgevoerd door Particuliere Gegevensbeherende Organisaties (PGO's). Het CBS verwerkt de gegevens tot natuurstatistieken, waardoor de natuur en de resultaten van het beleid op de voet kunnen worden gevolgd. Daarmee is het NEM de ruggengraat van de monitoring van de (terrestrische) natuur in (Europees) Nederland. Dit garandeert voor Europees Nederland een hoge kwaliteit en beschikbaarheid van gegevens.

Caribisch Nederland herbergt de hoogste biodiversiteit binnen het Nederlandse Koninkrijk, maar de monitoring hiervan staat niet in verhouding tot de situatie in (Europees) Nederland. De beschikbaarheid en kwaliteit van data is ontoereikend om vergelijkbare trendanalyses uit te voeren. Slechts circa 10% van de data (Fig. 5.3.1) kan worden beoordeeld als 'vrij goed'. Het gaat dan om data in opeenvolgende jaren waarmee een trend kan worden gevolgd, zoals bijvoorbeeld voor Caribische flamingo's, Zeeschildpadden, Geelvluggelamazones en zeegrassen op Bonaire. Ongeveer een kwart van de data is matig en voor ruim tweederde zijn de data zeer matig. Dit betekent dat trendanalyses van soorten en habitattypen zoals in Nederland, niet mogelijk zijn voor Caribisch Nederland. Wel kan op basis van de beschikbare data in de Dutch Caribbean Biodiversity Database (www.dcbd.nl), door experts een inschatting worden gemaakt van de huidige (2017) Svl van habitats (en dus niet de verschillende (sub)habitattypen) en belangrijke soort(groep)en. Voor de eerstvolgende rapportageperiode wordt aangeraden om waar mogelijk gedetailleerder te rapporteren over de verschillende habitats (zoals beter onderscheid tussen zeegras- en zeewiervelden) en om het zeer belangrijke zoetwaterhabitat mee te nemen in de rapportage. Verschillende ecologisch belangrijke soortgroepen (zoals haaien, vleermuizen, orchideeën, en bestuivers) zijn vanwege gebrek aan kwantitatieve studies in deze rapportage niet aan bod gekomen. Hopelijk kunnen die in de volgende rapportageperiode wel worden meegenomen. Ook wordt aanbevolen om waar de beschikbaarheid van data het toe zal staan, over meer soorten en bedreigingen individueel te rapporteren.

Om de resultaten van het biodiversiteitsbeleid in de toekomst te kunnen toetsen en om te kunnen voldoen aan internationale verplichtingen (zoals het Cartagena, CBD, CMS en Ramsar Verdrag), zijn trendanalyses noodzakelijk. Hiertoe dienen per habitat indicatorsoorten te worden geselecteerd, waarvoor een monitoringplan dient te worden opgesteld.

Wij concluderen hier dat de beschikbare data voor 2017 een voldoende goede inschatting van de Svl van habitats en beperkte soort(groep)en in Caribisch Nederland mogelijk maken. Voor statistische trendanalyses, zoals in (Europees) Nederland, zijn de meeste data echter ontoereikend.

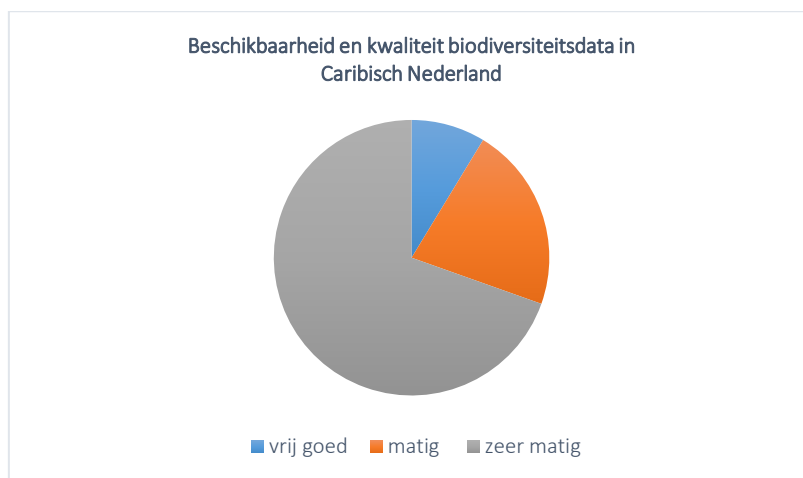


Fig. 5.3.1 - De beschikbaarheid en kwaliteit van data over habitats en soorten in Caribisch Nederland.

5.4 'Gouden driehoek' kan mogelijk het verschil maken

Een vitale natuur levert vele ecosysteemdiensten en is cruciaal voor de economie van Caribisch Nederland. Bescherming van natuur en biodiversiteit is van groot belang voor alle stakeholders in Caribisch Nederland en er bestaan reeds goede voorbeelden van samenwerkingsverbanden tussen overheid, NGO's, bedrijfsleven en kennisinstellingen (Gouden Driehoek). Een gezamenlijke aanpak is aan te bevelen.

Er is recentelijk cijfermatig aangegeven hoe belangrijk de natuur kan zijn voor de economie van deze eilanden (e.g. Cado van der Lely et al., 2013, 2014a,b, Kerkhof et al., 2014a,b; Schep et al., 2012). De natuur is relatief belangrijker op de eilanden dan in Europees Nederland, door structureel gemis aan landbouw en industriële productie. In 2013 vertegenwoordigde de economische waarde van ecosysteemdiensten dus voor Bonaire, Saba en St. Eustatius, respectievelijk 31%, 63% en 24% van het BBP. Op dit ogenblik wordt veel minder dan één duizendste (0,1%) van de jaarbegrotingen van de eilandelijke overheden besteed aan het belangrijke doel van de instandhouding van de natuur als hoofdpijler van de economie en de institutionele capaciteit om deze belangrijke taak te kunnen vervullen is ontoereikend (van Beek et al., 2015). De huidige natuurbeheersorganisaties ontbreekt het simpelweg chronisch aan de financiële middelen die nodig zijn om hun belangrijke taak uit te kunnen voeren (van Beek et al., 2015). McCarthy et al. (2012) hebben de kosten geraamd van de financiering die wereldwijd nodig zou zijn om de kans op uitsterving voor alle IUCN bedreigde soorten terug te brengen naar 1% of minder en concluderen daarbij dat de huidige financieringsniveaus slechts 12% zijn van wat nodig is. Het financieringstekort is vooral acuut in de meest biodiverse tropische landen.

China kan genoemd worden als voorbeeld waarbij het besef van het socio-economisch belang van de natuur heeft geleid tot grotere structurele investeringen. Daar zijn de overheidsbestedingen aan natuurbeheer toegenomen met een factor van 2,3 x tussen 1995 en 2005 en bedragen momenteel 5,5 US\$/ha (Li et al. 2013). Bestedingen aan natuurbeheer in de VS komen tegenwoordig neer op 0,6 % van het totale federale budget (Southwick and Associates, 2013). De bestedingen aan natuurbehoud komen rijkelijk terug naar de gemeenschap. De directe bestedingen van 38,8 miljard US\$ aan natuurbeheer genereert in de VS 93,2 miljard US\$ aan economische omzet waarvan een groot deel (12,9 miljard) rechtstreeks terugvloeit naar de overheidsfinanciën in de vorm van diverse heffingen. Bestedingen aan natuurbeheer en behoud hebben derhalve een zeer gunstige financiële "multiplying factor" en stimuleren een duurzame economische ontwikkeling. Europees Nederland besteedt per jaar 0.9998 miljard dollar aan het onderhoud van de nationale biodiversiteit hetgeen neerkomt op 1.47 % van het BBP (Waldron et al. 2013). Nederland behoort samen met landen zoals de V.S., Canada, Noorwegen en Australië tot de welvarende landen die relatief gezien het meest besteden aan de natuurbehoud en beheer (McClanahan en Rankin 2016). De overheden van Caribisch Nederland kunnen hier mogelijk een voorbeeld aan hebben.

Wereldwijd zijn extra maatregelen en investeringen dringend nodig om de CBD 2020 doelen te halen (McCarthy et al. 2012). Dit geldt met name voor biodiverse tropische gebieden (Waldron et al. 2013) waaronder ook Caribische Nederland (van Beek et al. 2015).

Bronnen

Beek, I. J. M., van, Debrot, A. O., Rockmann, C., & Jak, R. G. (2015). *Structure and financing of nature management costs in Caribbean Netherlands* (No. C033/15). IMARES.

Cado van der Lely, J.A., Beukering, P. van, Muresan, L., Zambrano Cortes, D., Wolfs, E. and S. Schep, 2013. The Total Economic Value of nature on Bonaire. Exploring the future with an ecological-economic simulation model. Report R12-xx, IVM Institute for Environmental Studies.

Cado van der Lely, J.A., Warning, A.E., Schep, S.W., Beukering, P. van and E. Wolfs, 2014a. The Total Economic Value of nature on St Eustatius. Report R-14/12, IVM Institute for Environmental Studies.

Cado van der Lely, J.A., Warning, A.E., Schep, S.W., Beukering, P. van and E. Wolfs, 2014b. The Total Economic Value of nature on Saba. Report R-14/11, IVM Institute for Environmental Studies.

EEA (European Environmental Agency (2015). State of nature in the EU: Results from reporting under the nature directives 2007–2012. ISSN 1725-2237. EEA Technical report No 2/2015. 173 pp.

Kerkhof, S. van de, Schep, S. W., van Beukering, P., Brander, L. and E. Wolfs, 2014a. The Tourism Value of Nature on St Eustatius

Kerkhof, S. van de, Schep, S. W., van Beukering, P. and L. Brander, (2014b). The tourism value of nature on Saba.

Li Y, W Li, C Zhang, M Fan (2013). Current status and recent trends in financing China's nature reserves. *Biological Conservation*, Vol. 158, pp. 296–300.

McCarthy DP, et al. (2012). Financial costs of meeting global biodiversity conservation targets: Current spending and unmet needs. *Science* 338(6109):946–949.

McClanahan, T.R., and P.S. Rankin. 2016. Geography of conservation spending, biodiversity, and culture. *Conservation Biology*, DOI: 10.1111/cobi.12720

Schep, S., van Beukering, P., Brander, L. and E. Wolfs, 2012. The Tourism value of nature on Bonaire: Using choice modelling and value mapping. IVM Institute for Environmental Studies.

Southwick and Associates (2013) *The Conservation Economy in America: Direct investments and economic contributions* The National Fish and Wildlife Foundation Washington, D.C. 22 pp.

Waldron A, Mooers AO, Miller DC, Nibbelink N, Redding D, Kuhn TS, Roberts JT, Gittleman JL. 2013. Targeting global conservation funding to limit immediate biodiversity declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110:12144–12148..

Verantwoording

Rapport C086/17

Projectnummer: 4318100104 en 4318100149

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van Wageningen Marine Research

Akkoord: Drs.ing. J.E. Tamis & Dr. O.G. Bos

Onderzoekers

Handtekening:



Datum:

november 2018

Akkoord: Drs. J. Asjes

MT lid

Handtekening:



Datum:

november 2018

Bijlage 1. Soorten met specifieke beleidsrelevantie in Caribisch Nederland

Soorten met specifieke beleidsrelevantie in Caribisch Nederland op basis van de status op de IUCN Rode Lijst, SPAW, CMS en/of CITES. Vogelsoorten waarvan de biogeografische populatie in Caribisch Nederland groter is dan 1% (Ramsar-criterium) zijn vetgedrukt. Het (potentieel) voorkomen in de verschillende habitats van Caribisch Nederland is eveneens weergegeven, evenals een indicatie van de beschikbaarheid van geschikte monitoringdata.

Wetenschappelijke naam	Common name	Nederlandse naam	Beschikbare data	Tropisch Nevel- en	Droog tropisch bos	Grotten	Salinas	Kliffkust	Stranden	Mangrovebossen	Zeegras- en wierevelden	Koraalriffen	Open zee en diepzee	IUCN Categorie	SPAW Annex	CMS Annex	CITES Appendix
Planten																	
<i>Cedrela odorata</i>	Spanish cedar	Spaanse Ceder	Weinig		x									VU			
<i>Swietenia mahogany</i>	West Indian Mahogany	Mahokboom	Weinig		X									EN			
<i>Guaiaacum officinale</i>	Common Lignum Vitae	Pokhout	Weinig		X									EN	3		II
<i>Guaiaacum sanctum</i>	Hollywood Lignum Vitae	Pokhout	Weinig		X									EN	3		II
<i>Nectandra krugii</i>	Black Sweet Wood		Weinig		X									EN			
<i>Zanthoxylum flavum</i>	West Indian Satinwood		Weinig		X									VU			
<i>Rhizophora mangle</i>	Red Mangrove	Rode Mangrove	Weinig							X				LC	3		
<i>Avicennia germinans</i>	Black Mangrove	Zwarte Mangrove	Weinig							X				LC	3		
<i>Laguncularia racemosa</i>	White Mangrove	Witte Mangrove	Weinig							X				LC	3		
<i>Conocarpus erecta</i>	Buttonwood	Mangelboom	Weinig							X				LC	3		
<i>Syringodium filiforme</i>	Manateeegrass	Zeegras	Weinig								X			LC	3		
<i>Thalassia testudinum</i>	Turtlegrass	Zeegras	Redelijk								X			LC	3		
<i>Halophila baillonii</i>	Clovergrass	Zeegras	Weinig								X			VU	3		
<i>Halophila decipiens</i>	Paddlegrass	Zeegras	Weinig								X			LC	3		
<i>Halodule wrightii</i>	Shoalgrass	Zeegras	Weinig								X			LC	?		
<i>Ruppia maritima</i>	Wigeongrass	Snavelruppia	Weinig								X			LC	3		
Zoogdieren																	
<i>Tursiops truncatus</i>	Bottlenose Dolphin	Tuimelaar	Weinig										X	LC	2		II

Wetenschappelijke naam	Common name	Nederlandse naam	Beschikbare data	Tropisch Nevel- en	Droog tropisch bos	Grotten	Salinas	Kliffkust	Stranden	Mangrovebossen	Zeegras- en wierevelden	Koraalriffen	Open zee en diepzee	IUCN Categorie	SPA Annex	CMS Annex	CITES Appendix
<i>Lagenodelphis hosei</i>	Fraser's Dolphin	Sarawakdolfijn	Weinig										X	LC	2		II
<i>Delphinus capensis</i>	Long-beaked Common Dolphin	Kaapse Dolfijn	Weinig										X	LC	2		II
<i>Stenella attenuata</i>	Pantropical Spotted Dolphin	Slanke Dolfijn	Weinig										X	LC	2		II
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Striped Dolphin	Gestreepte Dolfijn	Weinig										X	LC	2		II
<i>Grampus griseus</i>	Risso's/Grey Dolphin	Gramper	Weinig										X	LC	2		II
<i>Ziphius cavirostris</i>	Cuvier's Whale	Dolfijn van Cuvier	Weinig										X	LC	2		II
<i>Mesoplodon europaeus</i>	Gervais's Beaked Whale	Spitssnuitdolfijn van Gervais	Weinig										X	DD	2		II
<i>Pseudorca crassidens</i>	False Killer Whale	Zwarte Zwaardwalvis	Weinig										X	DD	2		II
<i>Orcinus orca</i>	Orca - Killer Whale	Orka	Weinig										X	DD	2	2	II
<i>Kogia breviceps</i>	Pygmy Sperm Whale	Dwergpotvis	Weinig										X	DD	2		II
<i>Kogia simus</i>	Dwarf Sperm Whale	Kleinste Potvis	Weinig										X	DD	2		II
<i>Peponocephala electra</i>	Melon-headed Whale	Witlipdolfijn	Weinig										X	LC	2		II
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Shortfin Pilot Whale	Indische Griend	Weinig										X	DD	2		II
<i>Balaenoptera borealis</i>	Coalfish Whale	Noordse Vinvis	Weinig										X	EN	2	1	I
<i>Balaenoptera edeni</i>	Bryde's Whale	Edens Vinvis	Weinig										X	DD	2	2	I
<i>Balaenoptera musculus</i>	Blue Whale	Blauwe Vinvis	Weinig										X	EN	2	1	I
<i>Balaenoptera physalus</i>	Fin Whale	Gewone Vinvis	Weinig										X	EN	2	1	I
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Humpback Whale	Bultrug	Weinig										X	VU	2	1	I
<i>Physeter macrocephalus</i>	Sperm Whale	Potvis	Weinig										X	VU	2	1	I
<i>Trichechus manatus</i>	West-indian Manatee	Caribische/West-Indische Zeekoe	Weinig								X			VU	2		I
<i>Leptonycteris curasoae</i>	Lesser Longnosed Bat	Curaçaose Bladneusvleermuis	Redelijk		X	X								VU			
	Vogels																
<i>Amazona barbadensis</i>	Yellow-shouldered Amazon	Geelvleugelamazone	Goed		X									VU	2		I
<i>Aratinga pertinax</i>	Brown-throated Conure	West-Indische Parkiet	Weinig		X									LC			II
<i>Buteo albicaudatus</i>	White-tailed Hawk	Witstaartbuizerd	Weinig		X									LC			II
<i>Buteo jamaicensis</i>	Red-tailed Hawk	Roodstaartbuizerd	Weinig		X									LC			II

Wetenschappelijke naam	Common name	Nederlandse naam	Beschikbare data	Tropisch Nevel- en	Droog tropisch bos	Grotten	Salinas	Kliffkust	Stranden	Mangrovebossen	Zeegras- en wiervelden	Koraalriffen	Open zee en diepzee	IUCN Categorie	SPA Annex	CMS Annex	CITES Appendix
<i>Caracara cheriway</i>	Northern Caracara	Caracara	Weinig		X									LC	2		II
<i>Falco sparverius</i>	American Kestrel	Amerikaanse Torenvalk	Weinig		X									LC			II
<i>Falco columbarius</i>	Merlin	Smelleken	Weinig		X									LC			II
<i>Tyto alba</i>	Barn Owl	Kerkuil	Weinig		X									LC			II
<i>Chrysolampis mosquitus</i>	Ruby-topaz Hummingbird	Rode Kolibri	Weinig		X									LC			II
<i>Chlorostilbon mellisugus</i>	Blue-tailed Emerald	Groene Kolibri	Weinig		X									LC			II
<i>Eulampis jugularis</i>	Purple-throated Carib	Granaatkolibri	Weinig	X										LC			II
<i>Eulampis holosericeus</i>	Green-throated Carib	Greenkeelkolibri	Weinig		X									LC			II
<i>Orthorhyncus cristatus</i>	Antillean Crested Hummingbird	Antilliaanse Kuifkolibri	Weinig		X									LC			II
<i>Cinlocerthia ruficauda</i>	Brown Trembler	Siddersportlijster	Weinig	X										LC	2		
<i>Contopus cooperi</i>	Olive-sided Flycatcher	Sparrenpiewie	Weinig		X									NT			
<i>Dendroica caerulea</i>	Cerulean Warbler	Azuurblauwe Zanger	Weinig		X									VU			
<i>Pterodroma hasitata</i>	Black-capped petrel	Zwartkapstormvogel	Weinig										X	EN	2		
<i>Puffinus lherminieri</i>	Audubon's Shearwater	Audubon's Pijlstormvogel	Weinig	X									X	LC	2		
<i>Dendrocygna arborea</i>	West Indian Whistling Duck	West-Indische Fluiteend	Weinig							X				VU	3	2	
<i>Dendrocygna bicolor</i>	Fulvous Whistling Duck	Rosse Fluiteend	Weinig							X				LC	3	2	
<i>Sarkidiornis melanotos</i>	Comb Duck	Knobbeleend	Weinig							X				LC		2	II
<i>Pelecanus occidentalis</i>	Pelican	Bruine Pelikaan	Weinig							X				LC	2		
<i>Pandion haliaetus</i>	Osprey	Visarend	Weinig							X				LC		2	II
<i>Egretta rufescens</i>	Reddish Egret	Roodhalsreiger	Goed							X				NT			
<i>Patagioenas leucocephala</i>	White-crowned pigeon		Weinig												3		
<i>Phoenicopterus ruber</i>	Flamingo	Caribische Flamingo	Goed				X							LC	3	2	II
<i>Calidris canutus rufa</i>	Red Knot	Kanoet	Weinig				X	X						-		1	
<i>Calidris pusilla</i>	Semi-palmated Sandpiper	Grijze Strandloper	Weinig				X	X						NT		1	
<i>Charadrius melodus</i>	Piping Plover	Dwergplevier	Weinig				X	X						NT	2		
<i>Fulica caribaea</i>	Caribbean Coot	Caribische Koet	Goed				X							NT			
<i>Sterna antillarum antillarum</i>	Least Tern	Dwergstern	Goed				X	X					X	LC			
<i>Sterna dougallii dougallii</i>	Roseate Tern	Dougals Stern	Weinig				X	X					X	LC	2	2	

Wetenschappelijke naam	Common name	Nederlandse naam	Beschikbare data	Tropisch Nevel- en	Droog tropisch bos	Grotten	Salinas	Kliffkust	Stranden	Mangrovebossen	Zeegras- en wiervelden	Koraalriffen	Open zee en diepzee	IUCN Categorie	SPAW Annex	CMS Annex	CITES Appendix
<i>Sterna hirundo</i>	Common Tern	Visdief	Goed				X		X				X	LC			
<i>Thalasseus sandvicensis</i>	Sandwich Tern	Grote Stern	Goed				X		X				X	LC			
<i>Phaethon aethereus</i>	Red-billed tropic bird	Roodsnavelkeerkringvogel	Goed					X					X	LC			
<i>Falco peregrinus</i>	Peregrine Falcon	Slechtvalk	Weinig					X						LC	2	2	I
Reptielen																	
<i>Alsophis rufiventris</i>	Red-bellied Racer	Roodbuik Grasslang	Weinig	X	X									VU			
<i>Iguana delicatissima</i>	Lesser Antillean Iguana	Antillenleguaan	Redelijk	X	X									EN	3		II
<i>Iguana iguana</i>	Green Iguana	Groene Leguaan	Weinig		X									-	3		II
<i>Chelonia mydas</i>	Green Turtle	Groene Zeeschildpad	Goed						X		X			EN	2	1	I
<i>Eretmochelys imbricata</i>	Hawksbill Turtle	Karetschildpad	Goed						X			X		CR	2	1	I
<i>Caretta caretta</i>	Loggerhead Turtle	Onechte Karetschildpad	Goed						X			X		LC	2	1	I
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Olive Ridley	Warana	Goed						X			X		VU	2	2	I
<i>Dermochelys coriacea</i>	Leatherback Turtle	Lederschildpad	Goed						X				X	VU	2	1	I
Vissen																	
<i>Alopias superciliosus</i>	Bigeye Thresher Shark	Grootoogvoshaai	Weinig										x	VU			II
<i>Alopias vulpinus</i>	Thresher Shark	Voshaai	Weinig									X		VU			II
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Silky Shark	Zijdehaai	Weinig										x	NT			II
<i>Carcharhinus leucas</i>	Bullshark	Stierhaai	Weinig										x	NT			
<i>Carcharhinus limbatus</i>	Blacktip shark	Zwartpunthaai	Weinig										x	NT			
<i>Carcharhinus longimanus</i>	Oceanic Whitetip Shark	Witpunthaai	Weinig										X	CR	3		II
<i>Carcharhinus perezi</i>	Caribbean Reef Shark	Caribische Rifhaai	Redelijk									X		NT			
<i>Carcharodon carcharias</i>	Great White Shark	Witte Haai	Weinig										X	VU		1, 2	II
<i>Cetorhinus maximus</i>	Basking Shark	Baarsvinshaai	Weinig										X	Reuzenhaai		1, 2	II
<i>Galeocerdo cuvier</i>	Tiger Shark	Tijgerhaai	Weinig										x	NT			
<i>Hexanchus griseus</i>	Bluntnose Sixgill Shark	Stompsnuitzeskieuwhaai	Weinig										X	NT			
<i>Isurus oxyrinchus</i>	Shortfin Mako	Kortvin Makreelhaai	Weinig									X		VU		2	
<i>Isurus paucus</i>	Longfin Mako	Langvin Makreelhaai	Weinig									X		VU		2	
<i>Negaprion brevirostris</i>	Lemon Shark	Citroenhaai	Weinig										x	NT			
<i>Pristis pectinata</i>	Smalltooth Sawfish	Kleintand Zaagvis	Weinig							X				CR	2		I

Wetenschappelijke naam	Common name	Nederlandse naam	Beschikbare data	Tropisch Nevel- en	Droog tropisch bos	Grotten	Salinas	Kliffkust	Stranden	Mangrovebossen	Zeegras- en wiervelden	Koraalriffen	Open zee en diepzee	IUCN Categorie	SPA Annex	CMS Annex	CITES Appendix
<i>Rhincodon typus</i>	Whale Shark	Walvishaai	Weinig										X	EN	3	2	II
<i>Sphyrna mokarran</i>	Great Hammerhead Shark	Grote Hamerhaai	Weinig									X	X	EN	3		II
<i>Sphyrna lewini</i>	Scalloped Hammerhead	Geschulpte Hamerhaai	Weinig									X	X	EN	3		II
<i>Sphyrna zigaena</i>	Smooth Hammerhead	Gladde Hamerhaai	Weinig									X	X	VU	3		II
<i>Manta birostris</i>	Giant Manta Ray	Reuzenmanta	Weinig										X	VU	3	1, 2	II
<i>Manta alfredi</i>	Reef Manta Ray	Manta Alfredi	Weinig									X		VU	3		
<i>Aetobatus narinari</i>	Spotted Eagle Ray	Gevlekte Adelaarsrog	Weinig									X		NT			
<i>Albula vulpes</i>	Bone Fish	Gratenvis	Weinig										X	NT			
<i>Anguilla rostrata</i>	American Eel	Amerikaanse Paling	Weinig										X	EN			
<i>Hippocampus reidi</i>	Slender Seahorse	Zeepaardje	Weinig								X	X		DD			II
<i>Hippocampus erectus</i>	Lined Seahorse	Zeepaardje	Weinig								X	X		VU			II
<i>Thunnus albacares</i>	Yellowfin Tuna	Geelvintonijn	Weinig										X	NT			
<i>Dermatolepis inermis</i>	Marble Grouper	Gemarmerde Zeebaars	Redelijk								X	X		NT			
<i>Epinephelus flavolimbatus</i>	Yellowedge Grouper	-	Redelijk								X	X		VU			
<i>Epinephelus itajara</i>	Goliath Grouper	Reuzenzeebaars	Redelijk							X	X	X		CR			
<i>Epinephelus morio</i>	Red Grouper	Rode Zeebaars	Redelijk								X	X		NT			
<i>Epinephelus niveatus</i>	Snowy/Spotted Grouper	Gevlekte Zeebaars	Redelijk								X	X		VU			
<i>Epinephelus striatus</i>	Nassau Grouper	Nassaubaars	Redelijk							X	X	X		EN	3		
<i>Balistes capriscus</i>	Grey Triggerfish	-										X		VU			
<i>Balistes vetula</i>	Queen Triggerfish	Koningin Trekkervis	Redelijk									X		VU			
<i>Lachnolaimus maximus</i>	Hogfish	Zwijnsvis	Redelijk									X		VU			
<i>Lutjanus analis</i>	Mutton Snapper	Schaapssnapper	Redelijk							X	X	X		VU			
<i>Lutjanus cyanopterus</i>	Cubera Snapper	Cubera Snapper	Redelijk							X	X	X		VU			
<i>Lutjanus synagris</i>	Lane Snapper	-	Redelijk									X		NT			
<i>Mola mola</i>	Ocean Sunfish	Maanvis	Redelijk										X	VU			
<i>Mycteroperca bonaci</i>	Black Grouper	Zwarte Zeebaars	Redelijk								X	X		NT			
<i>Mycteroperca interstitialis</i>	Yellowmouth Grouper	Geelbekbaars	Redelijk								X	X		VU			
<i>Mycteroperca venenosa</i>	Yellowfin Grouper	Geelvinbaars	Redelijk								X	X		NT			
<i>Rhomboplites aurorubens</i>	Vermilion Snapper	-	Weinig									X		VU			

Wetenschappelijke naam	Common name	Nederlandse naam	Beschikbare data	Tropisch Nevel- en	Droog tropisch bos	Grotten	Salinas	Kliffkust	Stranden	Mangrovebossen	Zeegras- en wierevelden	Koraalriffen	Open zee en diepzee	IUCN Categorie	SPAW Annex	CMS Annex	CITES Appendix
<i>Scarus guacamaia</i>	Rainbow Parrotfish	Regenboog Papegaaivis	Weinig							X	X	X		VU			
<i>Thunnus obesus</i>	Bigeye Tuna	Grootoogtonijn	Weinig										X	VU			
<i>Thunnus thynnus</i>	Atlantic Bluefin Tuna	Blauwvintonijn	Weinig										X	EN			
<i>Thunnus alalunga</i>	Albacore Tuna	Witte Tonijn	Weinig										X	NT			
Koralen																	
<i>Acropora palmata</i>	Elkhorn Coral	Elandgeweikoraal	Redelijk									X		CR	2		II
<i>Acropora cervicornis</i>	Staghorn Coral	Hertshoornkoraal	Redelijk									X		CR	2		II
<i>Agaricia lamarcki</i>	Lamarck's Sheet Coral	Lamarck's Plaatkoraal	Redelijk									X		VU	3		II
<i>Agaricia tenuifolia</i>	Thin Leaf Lettuce Coral	Dun Bladkoraal	Redelijk									X		NT	3		II
<i>Dendrogyra cylindrus</i>	Pillar Coral	Pilaarkoraal	Redelijk									X		VU	3		II
<i>Dichocoenia stokesi</i>	Elliptical Star Coral	Elliptisch Sterkoraal	Redelijk									X		VU	3		II
<i>Mycetophyllia ferox</i>	Rough Cactus Coral	Ruw Cactuskoraal	Redelijk									X		VU	3		II
<i>Millepora striata</i>	Bladed Box Firecoral	Brandkoraal	Redelijk									X		VU	3		II
<i>Oculina varicosa</i>	Large Ivory Coral	Ivoorkoraal	Redelijk									X		VU	3		II
<i>Orbicella annularis</i>	Head Star Coral	Kinderhoofdjeskoraal	Redelijk									X		EN	2		II
<i>Orbicella faveolata</i>	Boulder Starcoral	Pagodekoraal	Redelijk									X		EN	2		II
<i>Orbicella franksi</i>	Bumpy Star Coral	Bobbelig Sterkoraal	Redelijk									X		VU	3		II
<i>Porites branneri</i>	Blue Crust Coral	-	Redelijk									X		NT	3		II
Weekdieren																	
<i>Conus aurantius</i>	Golden Cone	-	Weinig									X		NT			
<i>Strombus gigas</i>	Queen Conch	Grote Kroonslak	Goed								X	X		-	3		II
Insecten																	
<i>Danaus plexippus</i>	Monarch Butterfly	Monarch Vlinder	Weinig		X									-		2	

Bijlage 2. Eilandsverordening Natuurbeheer Bonaire (A.B. 2008, no. 23)

INFORMATIEBLAD BESCHERMDE DIER- EN PLANTENSOORTEN BONAIRE

Eilandsverordening natuurbeheer Bonaire

Inleiding

Het toerisme is een belangrijke pijler van onze economie. En ons toerisme steunt voor een belangrijk deel op onze natuur. We danken onze welvaart en ons welzijn voor een groot deel aan onze natuur. Daarom moeten we er zorgvuldig mee omgaan. Nos naturalesa ta nos terosol! De nieuwe Eilandsverordening natuurbeheer Bonaire maakt bescherming van onze natuur mogelijk. Dit informatieblad legt uit welke dieren en planten op ons eiland worden beschermd en waarom.

Beschermd door verdragen

In onze regio, dus ook op Bonaire, zijn sommige dieren beschermd door verdragen. Dat geldt bijvoorbeeld voor de lora, maar ook alle zeeschildpadden, dolfinen en walvissen. Het gaat hierbij om soorten die wereldwijd of in het Caribische gebied met uitzondering worden bedreigd.

De bescherming van deze dier- en plantensoorten wordt geregeld in de Eilandsverordening natuurbeheer Bonaire. Volgens artikel 11, lid 1 worden alle dier- en plantensoorten beschermd die zijn genoemd in:

- bijlage 1 van het CITES-Verdrag (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora);
- bijlage 1 van de Bonn-Conventie (Verdrag inzake de bescherming van migrerende wilde diersoorten);
- bijlagen 1 en 2 van het SPAW-Protocol (Protocol concerning Specially Protected Areas and Wildlife in the Wider Caribbean Region);
- bijlage 1 van het Zeeschildpaddenverdrag.

Beschermd door het eilandgebied

Met de nieuwe Eilandsverordening natuurbeheer kan het bestuurscollege zelf ook dier- en plantensoorten aanwijzen die bescherming verdienen.

(artikel 11, lid 2). Dat is belangrijk, want op ons eiland kan de situatie voor bepaalde soorten anders zijn dan in de regio of wereldwijd.

Voor het samenstellen van de lijst van te beschermen soorten die per 1 september 2010 van kracht is geworden zijn de volgende voorwaarden gehanteerd. De soorten op de lijst dienen aan één of meer voorwaarden te voldoen.

- Rode lijst soorten. Vermelding op de rode lijst van bedreigde soorten van de World Conservation Union, IUCN, categorie CR (*critically endangered*), categorie EN (*endangered*) of categorie VU (*vulnerable*).
- Endemisch (niet elders voorkomend) en daarnaast zeldzaam, bedreigd of andere overwegingen.
- Lokaal bedreigd of zeldzaam.
- Ecologisch belang (sleutelsoorten).
- Onderhevig aan grote exploitatie druk.
- Toeristische waarde (vlaggeschip soorten).
- (Potentieel) verzamelobject.
- Handhavingsoverwegingen. De verschillende soorten zijn door leken niet uit elkaar te houden, daarom wordt de hele groep beschermd.

Overigens is het los van de bescherming van soorten ook verboden om zonder vergunning van het bestuurscollege levende of dode dieren of planten en delen of producten hiervan uit een natuurpark mee te nemen. Dit geldt niet voor de traditionele visserij in het onderwaterpark voor zover dit is toegelaten.

Beschermde dier- en plantensoorten op Bonaire
op grond van de Eilandsverordening natuurbeheer Bonaire

Latijnse naam	Papiamentse naam	Nederlandse naam	Engelse naam	
Zeezoogdieren				
Balaenoptera acutorostrata	bayena	dwergvinvis	minke whale	▲
Balaenoptera edeni	bayena tompoes, topo	Brydevinvis Brydewalvis	Bryde's whale	▲
Balaenoptera physalis	bayena	vinvis	fin whale	▲
Delphinus delphis	dòlfein	gewone dolfin	common dolphin	▲
Globicephala macrorhynchus	kabes di keshi	Indische griend kortflippergriend	shortfin pilot whale	▲
Grampus griseus		grijze dolfin gramper	grey dolphin	▲
Kogia breviceps		dwergpotvis	pygmy sperm whale	▲
Kogia simus		kleinste potvis	dwarf sperm whale	▲
Lagenodelphis hosei		sarawakdolfin dolfin van Fraser	Fraser's dolphin	▲
Megaptera novaeangliae	bayena	bultrug	humpback whale	▲
Mesoplodon europaeus		spitssnuitdolfin van Ger- vais	Gervais's beaked whale	▲
Orcinus orca		orka zwaardwalvis	orca, killer whale	▲
Peponocephala electra		witlipdolfin, witlipgriend, veeltandgriend, elektra- dolfin	melon-headed whale	▲
Physeter catodon	kachalote	potvis	great sperm whale	▲
Pseudorca crassidens		zwarte zwaardwalvis	false killer whale	▲
Stenella attenuata	dòlfein	slanke dolfin, pantropi- sche gevlekte dolfin	pantropical spotted dolphin	▲
Stenella clymene		clymenedolfin	Atlantic spinner dolphin	▲
Stenella coeruleoalba		gestreepte dolfin	striped dolphin	▲
Stenella frontalis		Atlantische vlekdolfin	Atlantic spotted dolphin	▲
Stenella longirostris	toniwa	langsnuitsdolfin, spinner- dolfin	spinner dolphin	▲
Tursiops truncatus	dòlfein	grote tuimelaar	bottlenose dolphin	▲
Ziphius cavirostris		dolfin van Cuvier	Cuvier's beaked whale	▲
Haaiachtigen				
Aetobatus narinari	chuchu águila	gevlekte adelaarsrog	spotted eagle ray	●
Dasyatis Americana	chuchu ròk	Amerikaanse pijlstaart- rog	southern stingray	●
Manta birostris	manta	mantarog	manta ray	●
Selachimorpha (Euselachii)	tribon	haaien	sharks	●
Zee reptielen				
Caretta caretta	kawama	dikkopzeeschildpad	loggerhead	▲
Chelonia mydas	tortuga blanku	groene zeeschildpad	green seaturtle	▲
Dermochelys coriacea	drikil	lederrugzeeschildpad	leatherback	▲
Eretmochelys imbricata	karet	karetschildpad	hawksbill	▲
Lepidochelys olivacea (kempi)	bastardo	warana	olive ridley	▲
Zeevissen				
Balistes vetula	pishiporko rabu di gai	koningstrekkerkervis	queen triggerfish	●
Dermatolepis inermis	olitu		marbled grouper	●
Epinephelus itajara	djukvis	itajara	Goliath grouper, jewfish	●
Epinephelus striatus	jakupepu	Nassau tandbaars	Nassau grouper	●
Lachnolaimus maximus	hokfis	everlipvis	hogfish	●
Lutjanus analis	kapitán	snapper	mutton snapper	●

Latijnse naam	Papiamentse naam	Nederlandse naam	Engelse naam	
<i>Lutjanus cyanopterus</i>	karaña pretu	cupera snapper	cupera snapper	●
<i>Pagrus pagrus</i>	djent'i maishi	rode zeebrasem	red porgy	●
Scaridae	gutu	papegaaivissen	parrotfishes	●
<i>Thunnus obesus</i>	buni wowo grandi	grootoogtonijn	bigeye tuna	●
Ongewervelde zeedieren				
<i>Panulirus argus</i>	kref	kreeft	Caribbean spiny lobster	■
<i>Panulirus guttatus</i>	kref	gevlekte kreeft	spotted spiny lobster	■
<i>Panulirus laeviscauda</i>	kref	kreeft	smoothtail spiny lobster	■
Koraalachtigen				
Antipatharia	koral pretu	zwarte koralen	black corals	●○
Gorgoniacea		waaierkoralen	gorgonians	●
Milleporidae		brandkoralen	fire corals	●○
Scleractinia		steenkoralen	stony corals	●○
Stylasteridae		kantkoralen	lace corals	●○
Zeeschelpdieren				
<i>Strombus gigas</i>	karkó	roze vleugelhoorn grote kroonslak	queen conch	●■○
Zeegrassen				
<i>Syringodium filiforme</i> (Cymodocea manitorum)		zeegras	manatee grass	●
<i>Thalassia testudinum</i>	yerba di kaña	zeegras	turtle grass	●
Zoogdieren				
Chiroptera	raton di anochi	vleermuizen	bats	●
Vogels				
<i>Amazona barbadensis</i>	lora	geelvleugelamazone	yellow-shouldered amazon	▲
<i>Aratinga pertinax xanthenus</i>	prikichi	West Indische parkiet	brown-throated parakeet	●○
<i>Buteo albicaudatus</i>	gabilan di seru, falki	witstaartbuiserd	white tailed hawk	●○
<i>Caracara cheriway</i>	warawara	kuifcaracara	crested caracara	▲
<i>Falco peregrinus</i>	falki peregrino	slechtvalk	peregrine falcon	▲
<i>Margarops fuscates bonairensis</i>	chuchubi Spaño palabrua boka duru	witoogspotlijster	pearly eyed trasher	●
<i>Pandion haliaetus</i>	gabilan piskadó	visarend	osprey	●○
<i>Pelecanus occidentalis</i>	ganshi	bruine pelikaan	brown pelican	▲
<i>Phoenicopterus ruber</i>	chogogo	Caribische flamingo	Caribbean flamingo	●○
<i>Tryngites subruficollis</i>		blonde ruitier	buff-breasted sandpiper	▲
<i>Tyto alba</i>	palabrua	kerkuil	barn owl	●○
Reptielen				
<i>Iguana iguana</i>	yuana	groene leguaan	green iguana	○
Zoetwaterdieren				
<i>Typhlatya monae</i>		blinde gamaal	Mona cave shrimp	●
Mangrovesoorten				
<i>Avicennia germinans</i>	mangel blanku	witte mangrove	black mangrove	■
<i>Conocarpus erectus</i>	mangel, mangel blanku	grijze mangrove	buttonwood	■
<i>Laguncularia racemosa</i>	mangel blanku	mangrove	white mangrove	■
<i>Rhizophora mangle</i>	mangel tan	rode mangrove	mangrove	■
Bomen				
<i>Amyris ignea</i> (A. simplicifolia)				●
<i>Capparis tenuisiliqua</i>				●
<i>Celtis iguanaea</i>				●
<i>Clusia</i> sp.	tam machu			●
<i>Crateva tapia</i>	ishiri			●
<i>Euphorbia cotinifolia</i>	manzaliña bobo			●
<i>Ficus brittonii</i>	palu di mahawa, mahòk di mondi			●
<i>Geoffroea spinosa</i> (G. superba)	palu di taki			●

Latijnse naam	Papiamentse naam	Nederlandse naam	Engelse naam	
Guaiacum officinale	wayaká	pokhout	lignum-vitae	●■○
Guaiacum sanctum	wayaká shimaron	pokhout	roughbark lignum-vitae	●■○
Guapira fragrans (Pisonia fragrans)				●
Guapira pacurero (Pisonia bonairensis)	mafobari, mushi bari			●
Krugiodendron ferreum	kaobati			●
Manihot carthaginensis	marihuri			●
Maytenus tetragona (M. sieberiana)	palu di kolebra (A)			●
Maytenus versluysii	bèshi di yuana			●
Phoradendron trinervium				●
Sabal cf. causiarum (Sabal sp.)	kabana	sabalpalm	sabal palm	●
Salicornia perennis				●
Schoepfia schreberi	mata combles (A)			●
Spondias mombin	hoba			●
Strumpfia maritima				●
Ximenia americana	kashu di mondi			●
Zanthoxylum flavum (Fagara flava)	kalabari		West Indian satinwood	●
Zanthoxylum monophyllum (Fagara monophylla)	bosúa, koubati			●
Planten				
Bromelia humilis (B. lasiantha)	teku	bromelia	bromeliad	●
Cereus repandus (Subpilocereus repandus)	kadushi	boomcactus	candle cactus	○
Melocactus macracanthus	bushi, kabes di indjan, melon di seru	bolcactus	Turk's cap cactus	●■○
Opuntia caracassana (Opuntia wentiana)	infrou, tuna	Spaanse juffer	prickly pear	○
Orchidaceae				
Pilosocereus lanuginosus (Cephalocereus lanuginosus)	kadushi di pushi, kadushi spaño	zuilcactus	candle cactus	○
Stenocereus griseus (Lemaireocereus griseus, Ritterocereus griseus)	yatu, datu	zuilcactus	candle cactus	○
Tillandsia flexuosa	teku di palu	bromelia	bromeliad	●
Varnes		varens	ferns	●

Legenda

- ▲ = Beschermde dier- of plantsoort op grond van verdragen.
- = Beschermde dier- of plantsoort op bijlage 2 van het CITES-Verdrag. Deze soorten mogen niet zomaar worden uitgevoerd naar andere landen.
- = Beschermde dier- of plantsoort aangewezen op grond van de Eilandsverordening natuurbeheer Bonaire.
- = Beschermde dier- of plantsoort aangewezen op grond van de Eilandsverordening natuurbeheer Bonaire waarvoor ook beheersmaatregelen gelden.



Colofon:

Informatieblad Natuur en Milieu no. 0810 06 N
augustus 2010

Eilandgebied Bonaire
Dienst Ruimtelijke Ontwikkeling en Beheer
Afdeling Milieu- en Natuurbeleid

Kralendijk
Tel: 717 - 8130
Fax: 717 - 6980
www.bonairegov.an

Kaya Amsterdam 23