
Risicobeoordeling van vier Aziatische duizendknopen in Europa

R. Beringen, R.S.E.W. Leuven, B. Odé,
M. Verhofstad & J.L.C.H. van Valkenburg



FLORON-rapport 2018.049.e1

Colofon

Status uitgave:	Definitief
Rapportnummer:	FL2018.049.e1
Datum uitgave:	november 2019
Titel:	Risicobeoordeling van vier Aziatische duizendknopen in Europa
Wijze van citeren:	Beringen, R., R.S.E.W. Leuven, B. Odé, M. Verhofstad & J.L.C.H. van Valkenburg (2019). Risicobeoordeling van vier Aziatische duizendknopen in Europa. FLORON-rapport: 2018.049.e1
Foto omslag:	Woekering van Basterdduizendknoop (<i>Reynoutria × bohemica</i>) nabij Oosterbeek (Foto: Ruud Beringen).
Projectnummer:	FL2018.049
Projectleider:	Baudewijn Odé
Uitvoering:	FLORON en Radboud Universiteit Nijmegen
Projectteam:	Ruud Beringen, Rob Leuven, Baudewijn Odé, Michiel Verhofstad en Johan van Valkenburg
Opdrachtgever:	Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit T.a.v. J. Leferink Postbus 43006 3540 AA Utrecht
Akkoord voor uitgave:	B. Odé (Projectleider FLORON)
Paraaf:	

© 2019 FLORON, Nijmegen. FLORON onderzoekt en beschermt wilde planten.

FLORON is een merknaam van Stichting RAVON.

Inhoud

Summary	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Achtergrond	11
1.2 Vraagstelling	12
1.3 Leeswijzer	12
2 Materiaal en methode	13
2.1 Literatuuronderzoek	13
2.2 Taxonomie en naamgeving van de behandelde soorten	13
2.3 Afgrenzing te behandelen soorten	13
2.4 Verspreiding Nederland	14
2.5 Verspreiding Europa	14
2.6 Risicobeoordeling en -classificatie met Harmonia+	15
2.7 Vergelijking met andere risicobeoordelingen	17
3 <i>Reynoutria japonica</i> – Japanse duizendknoop	19
3.1 Soortbeschrijving	19
3.1.1 Taxonomie	19
3.1.2 Nomenclatuur	19
3.1.3 Areaal	20
3.1.4 Kenmerken	20
3.1.5 Voortplanting en dispersie	21
3.1.6 Standplaats en ecologie	24
3.2. Verspreiding	25
3.2.1 Invasiegeschiedenis potentieel verspreidingsgebied	25
3.2.2 Introductieroutes	25
3.2.3 Klimaat en biogeografie	27
3.2.4 Voorkomen binnen EU	28
3.3 Impacts	30
3.3.1 Biodiversiteit en ecosystemen	30
3.3.2 Rode Lijst soorten en beschermden soorten	32
3.3.3 EU-habitats	32
3.3.4 Fysisch-chemische eigenschappen en structuur van ecosystemen	33
3.3.5 Ecosysteemdiensten	34
3.3.6 Volksgezondheid & economie	35
4 <i>Reynoutria × bohemica</i>	37
4.1 Soortbeschrijving	37
4.1.1 Taxonomie	37
4.1.2 Nomenclatuur	37
4.1.3 Areaal	37
4.1.4 Kenmerken	38
4.1.5 Voortplanting en dispersie	38
4.1.6 Standplaats en ecologie	39
4.2. Verspreiding	40
4.2.1 Invasiegeschiedenis potentieel verspreidingsgebied	40

4.2.2	Introductieroutes (UNEP pathways en vectoren)	40
4.2.3	Klimaat en biogeografie	41
4.2.4	Voorkomen binnen EU	41
4.3	Impacts	44
4.3.1.	Biodiversiteit en ecosystemen	44
4.3.2	Rodelijst- en Beschermden soorten	44
4.3.3	EU-habitats	44
4.3.4	Chemische-fysische eigenschappen en structuur van ecosystemen	45
4.3.5	Ecosysteemdiensten	45
4.3.6	Volksgezondheid & economie	45
5	<i>Reynoutria sachalinensis</i>	47
5.1	Soortbeschrijving	47
5.1.1	Taxonomie	47
5.1.2	Nomenclatuur	47
5.1.3	Areaal	47
5.1.4	Kenmerken	47
5.1.5.	Voortplanting en dispersie	48
5.1.6.	Standplaats en ecologie	49
5.2.	Verspreiding	50
5.2.1	Invasiegeschiedenis potentieel verspreidingsgebied	50
5.2.2	Introductieroutes (UNEP pathways en vectoren)	50
5.2.3	Klimaat en biogeografie	51
5.2.4	Voorkomen binnen EU	52
5.3	Impacts	54
5.3.1	Biodiversiteit en ecosystemen	54
5.3.2	Rode Lijst- en beschermden soorten	55
5.3.3	EU-habitats	55
5.3.4	Chemische-fysische eigenschappen en structuur van ecosystemen	55
5.3.5	Ecosysteemdiensten	55
5.3.6	Volksgezondheid & economie	56
6	<i>Koenigia polystachya</i>	57
6.1	Soortbeschrijving	57
6.1.1	Taxonomie	57
6.1.2	Nomenclatuur	57
6.1.3	Areaal	57
6.1.4	Kenmerken	58
6.1.5	Voortplanting en dispersie	59
6.1.6.	Standplaats en ecologie	59
6.2	Verspreiding	60
6.2.1	Invasiegeschiedenis en potentieel verspreidingsgebied	60
6.2.2	Introductieroutes (UNEP pathways en vectoren)	60
6.2.3	Klimaat en biogeografie	61
6.2.4	Voorkomen binnen EU	62
6.3	Impacts	64
6.3.1	Biodiversiteit en ecosystemen	64
6.3.2	Rode Lijst- en Beschermden soorten	65
6.3.3	EU-habitats	65
6.3.4	Chemische-fysische eigenschappen en structuur van ecosystemen	65
6.3.5	Ecosysteemdiensten	65

6.3.6 Volksgezondheid & economie	65
7 Resultaten Risicoanalyse	67
7.1 Risicoclassificaties	67
7.2 Risico- en zekerheidsscores	73
7.3 Vergelijking met andere risicobeoordelingen	74
8 Beheer en bestrijding Aziatische duizendknopen	77
8.1 Preventie van verspreiding	77
8.2 Beheersing en bestrijding	78
8.2.1 Mechanisch	78
8.2.2 Chemisch	79
8.2.3 Biologisch	80
8.2.4 Thermisch	83
8.3 Risico's onjuist beheer	83
9 Potentiële kosten schade en bestrijding	85
9.1 Schade aan biodiversiteit & ecosysteemdiensten	85
9.2 Schade aan gezondheid, veiligheid en economie	85
9.3. Kosten bestrijding	86
10 Discussie, conclusies en aanbevelingen	89
10.1 Discussie	89
10.2 Conclusie	89
10.3 Aanbevelingen voor beheer	90
10.4 Aanbevelingen voor verder onderzoek	90
Dankwoord	91
Literatuur	92
Bijlage 1 Landen waarin <i>Reynoutria</i> -soorten en <i>Koenigia polystachya</i> zijn verwilderd	102
Bijlage 2 Biogeografische regio's Europa	103
Bijlage 3 Chromosoomgetallen bij enkele Aziatische duizendknopen	104
Bijlage 4 Verschillen tussen drie <i>Reynoutria</i> -soorten	105
Bijlage 5 Aziatische duizendknopen binnen Natura2000-gebieden in Nederland	106
Bijlage 6a Oppervlakte (ha) van EU-habitatype 6430 binnen de EU-landen	110
Bijlage 6b Oppervlakten (ha) van EU-habitatype 91E0 binnen de EU-landen	111
Bijlage 7 Kruisingen en terugkruisingen binnen het genus <i>Reynoutria</i>	112
Bijlage 8: Risicobeoordeling van vier Aziatische duizendknopen met het Harmonia+ protocol.	113

Summary

This report describes a risk assessment of the alien species of Asian knotweeds in Europe. This species group comprises four species: Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*), Bohemian knotweed (*R. x bohemica*), Giant knotweed (*R. sachalinensis*) and Himalayan knotweed (*Koenigia polystachya*). The species are native to Asia, but have been imported in many places in the world as ornamental species. They are all giant rhizomatous herbs, growing up to some meters high. The species are not only present in many European countries, but are often considered invasive as well. In Europe, in many cases these species have been introduced as vegetatively propagated ornamental plants.

The present risk assessment is based on a detailed risk inventory and supports national and international decision making on the management of Asian knotweeds. The available information and data on the four species were analysed and the risks were classified by a team of experts using the Harmonia+ protocol.

Especially Japanese, Bohemian and giant knotweed are already being distributed widely throughout Europe, both invading a wide variety of artificial and natural habitats. Vegetative means of dispersal by stems or root fragments being able to sprout and grow to a new plant enhances the invasion potential of these three species. The fourth species, Himalayan knotweed, is rarer and localized, but has comparable capacities.

Dispersion is both human-induced and natural. Main dispersion pathways are active dump of plant material from gardens in nature, transportation of stem fragments during vegetation management (mowing), and transport of soils infested with root fragments. Natural dispersion may especially occur along waterways, with high flow rates in the winter season, when root fragments are being dispersed as a result of erosion. In Europe, seed production seems rare, but may especially in *Reynoutria*-species become more important. It may yield both in other ways of dispersion (floating seeds) and in more diversification of the gene pool. *K. polystachya* under present climatic conditions seems not capable of producing seeds in European countries.

Asian knotweeds grow in dense monospecific stands and can out-compete native plants, thus changing natural ecosystems fundamentally, but stands may also influence traffic safety or damage infrastructure. Banks of watercourses become more vulnerable to erosion when they are overgrown with knotweeds.

The future climate change is expected to have little effect on the risk of establishment, although high-elevation sites and northern regions may become increasingly vulnerable to Asian knotweeds invasions, as extreme cold temperatures might become less frequent.

The risk assessment with Harmonia+ shows the final score of risk is **high** in all *Reynoutria*-species and **medium** in *K. polystachya*. In all species, especially the risks of establishment and dispersion due to human activities are high, and negatively impacting biodiversity. Thus far, effects on human health, crops and cultivation systems are absent or less prominent.

Being all species with a rhizomatous growth form, with roots growing up to 1 meter deep in the soil and the capability of small root or stem fragments to easily grow into a new plant, eradication is not a simple task. Not only need measures to be thorough to be effective, but also it may easily take some years of follow-up management to get rid of the species. In most cases a combination of two or even more measures, applied over several years will be required to achieve total extermination. In some instances, it may be better not to manage sites at all, to avoid dispersion of fragments. However, if seed production is becoming more

important such a measure may need re-evaluation to be able to prevent seed dispersion and establishment.

Some knowledge gaps exist, in *Reynoutria*-species especially in the effect of seed production in dispersion and genetic diversification. In *K. polystachya*, the status of potential different taxa or cultivars traded and naturalized in Europe needs to be elucidated. Attention should be paid to upcoming potentially invasive species like *Reynoutria multiflora*.

Samenvatting

Dit rapport beschrijft een risicobeoordeling van de exotische Aziatische duizendknopen in Europa. Deze groep soorten omvat 4 soorten: Japanse duizendknoop (*Reynoutria japonica*), Basterdduizendknoop (*R. x bohemica*), Sachalinse duizendknoop (*R. sachalinensis*) en Afghaanse duizendknoop (*Koenigia polystachya*). Ze zijn allen inheems in Azië, maar zijn op veel plaatsen wereldwijd geïntroduceerd als sierplant. Het zijn tot enige meters hoge kruidachtige planten met een kruipende wortelstok. Deze soorten zijn niet alleen aanwezig en verwilderd in veel Europese landen, maar worden op veel plaatsen ook als invasieve soort beschouwd. In Europa zijn deze soorten veelal geïntroduceerd als vegetatief vermeerderde sierplant.

Deze risicobeoordeling is gebaseerd op een gedetailleerde risico-inventarisatie en kan worden gebruikt om nationaal en internationaal beleid te formuleren met betrekking tot bestrijding en beheer van Aziatische duizendknopen. De beschikbare informatie van de vier soorten zijn beoordeeld en geclassificeerd door deskundigen met gebruikmaking van het Harmonia+ protocol.

Vooraf Japanse duizendknoop, Basterdduizendknoop en Sachalinse duizendknoop zijn al wijd verspreid in grote delen van Europa. Ze zijn invasief in allerlei natuurlijke en niet-natuurlijke habitats. Deze soorten kunnen zich op nieuwe plaatsen vestigen dankzij vegetatieve verspreiding, doordat stengel- en wortelfragmenten weer kunnen uitgroeien tot een nieuwe plant zijn. Deze eigenschap vergroot het invasiepotentieel van deze drie soorten. De vierde soort, Afghaanse duizendknoop, is weliswaar zeldzamer en bezet vaak kleinere oppervlakken, maar heeft vergelijkbare eigenschappen.

De soorten verspreiden zich zowel door de mens als via natuurlijke weg. De belangrijkste manieren waarop de soorten zich verspreiden zijn actieve dumping van tuinafval in de natuur, verspreiding van stengelfragmenten bij vegetatiebeheer (maaaien) en transport van met wortelstokken besmette grond. Natuurlijke verspreiding kan plaatsvinden langs wateren, vooral als door stroming en erosie wortelfragmenten losraken en benedenstroom aanspoelen. Zaadproductie is zover bekend in Europa zeldzaam, maar lijkt bij de *Reynoutria*-soorten belangrijker te worden. Dit kan zowel leiden tot andere manieren van dispersie (o.a. via drijvende zaden), maar ook tot een diversificatie van de genenpool, waardoor duizendknopen zich nog gemakkelijker kunnen aanpassen. Afghaanse duizendknoop lijkt in de huidige klimaatomstandigheden in Europa niet in staat om zaad te produceren.

Aziatische duizendknopen groeien in dichte monotone begroeiingen die geen ruimte laten voor andere soorten; ze kunnen inheemse soorten daarbij geheel verdringen en ecosystemen fundamenteel veranderen. Daarnaast kunnen de begroeiingen ook de verkeersveiligheid beïnvloeden of beschadigingen aan infrastructuur veroorzaken. Ook oevers van watergangen kunnen gevoeliger worden voor erosie als ze begroeid zijn met Aziatische duizendknopen.

Naar verwachting hebben veranderingen in het klimaat weinig effect op nieuwvestiging, hoewel hoger gelegen en noordelijker streken gevoeliger kunnen worden voor invasies van Aziatische duizendknopen als gevolg van het afnemen van lage temperatuurextremen.

De risicobeoordeling met Harmonia+ laat voor alle *Reynoutria*-soorten een **hoog** risico als eindscore zien, voor *K. polystachya* een **matig** risico. Bij alle soorten is met name het risico op vestiging en verdere verspreiding door menselijke activiteiten hoog en van negatieve invloed op biodiversiteit. Op dit moment zijn de effecten op menselijke gezondheid, agrarische en bosbouwkundige teelten beperkt of afwezig.

Omdat alle Aziatische duizendknopen tot 1 meter diepe kruipende wortelstokken hebben en omdat kleine wortel- en stengelfragmenten gemakkelijk tot een nieuwe plant kunnen uitgroeien, is het uitroeien op een groeiplaats niet gemakkelijk. Bestrijdingsmaatregelen moeten niet alleen grondig zijn om effectief te zijn, maar vervolgbeheer neemt ook vaak enkele jaren in beslag voordat de plant echt weg is. In veel gevallen is voor uitroeiing een combinatie nodig van twee of meer bestrijdingswijzen, die bovendien enkele jaren wordt toegepast. In sommige gevallen is het zelfs beter om helemaal geen beheer toe te passen, ter voorkoming van verspreiding van fragmenten. Echter, mocht duidelijk worden dat zaadproductie een grotere rol gaat spelen in de dispersie van de soort, dan zou een beheer van niets-doen mogelijk minder gunstig zijn, omdat daardoor zaadzetting en dispersie door zaden kan toenemen.

Er zijn nog een aantal kennishiaten. Bij *Reynoutria*-soorten gaat het vooral om het belang van zaadproductie met betrekking tot verspreiding en genetische diversificatie. Bij *K. polystachya* moet vooral de status van de in Europa verhandelde en verwilderde taxa of cultivars worden opgehelderd. Tenslotte moet er aandacht zijn voor mogelijke nieuwe invasieve soorten in Europa, zoals *Reynoutria multiflora*.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

In diverse EU-lidstaten, waaronder Nederland, komen vier taxa Aziatische duizendknopen voor, te weten: Japanse duizendknoop (*Reynoutria japonica*), Basterdduizendknoop (*Reynoutria x bohemica*), Sachalinse duizendknoop (*Reynoutria sachalinensis*) en Afghaanse duizendknoop (*Koenigia polystachya*). Deze Aziatische duizendknopen zijn uitheemse plantensoorten, die zeer moeilijk te bestrijden zijn. Ze rukken steeds verder op in onder meer natuurterreinen, bermen, tuinen, plantsoenen, tussen verhardingen en langs waterlopen. Ze verdringen de oorspronkelijke vegetatie en geven economische schade doordat bijvoorbeeld de stabiliteit van dijken, oevers en taluds wordt verminderd.

De in deze risicoanalyse gebruikte wetenschappelijke namen wijken af van de tot nu toe in Nederland gebruikte naamgeving. De naamgeving zoals die in dit rapport gebruikt wordt is zoveel mogelijk in overeenstemming met de recente internationaal geaccepteerde opvattingen en komt overeen met die van verschillende internationale databases op het internet, bijvoorbeeld: **G**lobal **B**iodiversity **I**nformation **F**acility (GBIF), The PlantList, Catalogue of Life en **G**ermplasm **R**esources **I**nformation **N**etwork (GRIN). Deze naamgeving blijkt ook in de Europese beleidskaders gebruikt te worden. Twee belangrijke Nederlandse bronnen voor taxonomische namen, Heukels' flora en het Soortenregister, hanteren momenteel de oude wetenschappelijke namen (tabel 1.1).

Tabel 1.1 De in dit rapport gebruikte naamgeving en de naamgeving in Heukels' Flora van Nederland en het Soortenregister.nl.

Naam Heukels' flora & Soortenregister.nl	Naam in dit rapport
<i>Fallopia japonica</i> (Houtt.) Ronse Decr.	<i>Reynoutria japonica</i> Houtt.
<i>Fallopia x bohemica</i> (Chrtek & Chrtková) J.P. Bailey	<i>Reynoutria x bohemica</i> Chrtek & Chrtková
<i>Fallopia sachalinensis</i> (Maxim.) Ronse Decr.	<i>Reynoutria sachalinensis</i> (F. Schmidt) Nakai
<i>Persicaria wallichii</i> Greuter & Burdet	<i>Koenigia polystachya</i> (Wall. ex Meisn.) T.M. Schust & Reveal

Terreinbeherende organisaties zoals natuurbeheerders, gemeenten, provincies, waterschappen, Rijkswaterstaat, maar ook particulieren, maken zich in toenemende mate zorgen over de Aziatische duizendknopen. Dit blijkt o.a. uit de vele media-aandacht in het afgelopen jaar. Toch wordt de variëteit *Reynoutria japonica* var. *compacta* nog steeds verkocht, meestal onder de naam *Fallopia japonica* var. *compacta*, en waren recent bij een tuincentrum stengels van duizendknoop als decoratiemateriaal te koop.

Er zijn in 2015 en 2016 pogingen gedaan de Japanse en Sachalinse duizendknoop op de Europese Unielijst te plaatsen, maar de weerstand in veel lidstaten was te groot. Belangrijkste argumenten: de soorten zijn reeds zeer wijdverspreid en lastig te bestrijden; de kosten van bestrijding zijn dus ook hoog en er bestond het vermoeden dat er geen handel meer was. Een belangrijke reden om de twee soorten niet op de Unielijst te plaatsen was ook dat de risicobeoordeling nog niet geheel voldeed aan alle criteria van de EU-exotenverordening 1143/2014. Belangrijke hiaten betroffen: de socio-economische baten, effecten op ecosysteemdiensten, effecten op beschermde soorten en gebieden en mogelijke effecten van klimaatverandering op vestiging, verspreiding en impact. Gemeenten en terreinbeheerders beseffen dat de planten zeer schadelijk zijn, en in brede lagen van de samenleving is er een wil om deze soorten gezamenlijk te bestrijden. Van daaruit is er ook een roep om verkoop van deze soorten in Nederland te verbieden of de soorten op de Unielijst te plaatsen.

1.2 Vraagstelling

Voor plaatsing op de Unielijst is een voorwaarde dat er een risicobeoordeling is die voldoet aan alle criteria die gesteld worden in de verordening, zoals verwoord in de 'Gedelegeerde verordening 2018-968 van de EU'. Hiervoor heeft de Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit aan FLORON en Radboud Universiteit gevraagd een wetenschappelijke onderbouwing van de schadelijkheid van deze soorten op te stellen. Gevraagd is naar een risicobeoordeling voor Japanse duizendknoop, Basterdduizendknoop, Sachalinse duizendknoop en Afghaanse duizendknoop, op basis van de reeds bestaande Europese concept-*risicobeoordelingen* voor *Fallopia japonica* (= *Reynoutria japonica*) en *Fallopia sachalinensis* (= *Reynoutria sachalinensis*) en eventuele andere beschikbare risicobeoordelingen. Het eindproduct moet zo veel mogelijk voldoen aan de Europese criteria voor opname op de Unielijst en o.a. de volgende elementen omvatten:

- kweek en handel;
- grondtransporten en mogelijke andere verspreidingsroutes;
- risico's van geslachtelijke voortplanting;
- risico's van onjuist beheer;
- kennishiaten;
- aanbevelingen voor onderzoek.

1.3 Leeswijzer

Deze rapportage omvat zowel een achtergronddocument met informatie over de Aziatische duizendknopen als een risicobeoordeling.

Hoofdstuk 2 beschrijft de methodische aspecten van deze beide onderdelen.

In Hoofdstuk 3 t/m 6 worden de duizendknopen als individueel taxon behandeld op basis van een uitgebreide literatuuranalyse. Omdat er een grote overlap bleek te bestaan in de eigenschappen van de soorten en de meeste literatuur beschikbaar was over *Reynoutria japonica*, verwijzen we bij de andere soorten geregeld terug naar deze soort. Bij de verdeling in paragrafen is in deze hoofdstukken rekening gehouden met de 'Gedelegeerde verordening 2018-968 van de EU'.

In Hoofdstuk 7 worden de resultaten van de risicoanalyse besproken. Ondanks dat in diverse buitenlandse risicobeoordelingen de soorten van het genus *Reynoutria* als een groep worden behandeld hebben we deze drie taxa zo veel mogelijk apart beoordeeld.

In Hoofdstuk 8 volgen de mogelijkheden van beheer en bestrijding en in Hoofdstuk 9 worden de kostenaspecten voor het voetlicht gebracht. In deze beide hoofdstukken zijn de soorten overwegend als groep benaderd.

Tenslotte volgen in Hoofdstuk 10 na een discussie een aantal conclusies en aanbevelingen.

2 Materiaal en methode

2.1 Literatuuronderzoek

Het onderzoek is gestart met het opstellen van een format voor de kennisdocumenten die nodig zijn voor de risicobeoordelingen (risico-inventarisatie). Vervolgens is een literatuursearch uitgevoerd. De zoekstrategie en daaraan gerelateerde zoektermen zijn afgestemd op de informatiebehoefte voor de risicobeoordelingen.

De nadruk bij de literatuursearch ligt op de onderwerpen die niet of onvoldoende aan de orde zijn geweest in de beschikbare risicoanalyses, de Europese context en schaal van risico's, en de wetenschappelijke onderbouwing die nodig is voor de beoordeling van de relevante risicocriteria. Voor zover relevant worden de (potentiële) verspreiding en de risico's van de soorten voor de Europese Unie beschreven voor zowel de lidstaten (inclusief Nederland) als biogeografische regio's.

Via internet werd gezocht naar informatie over de duizendknopen. Het Web of Science werd doorzocht met behulp van de meest gebruikte wetenschappelijke soortnamen als zoekterm (zie 2.2). Een Quick-scan van de titel of samenvatting van alle artikelen werd gemaakt om hun relevantie te schatten. Google en Google Scholar werden gebruikt om referenties te vinden die niet toegankelijk zijn voor het web of Science.

Er is niet door middel van een websearch onderzocht in welke landen welke taxa in de handel zijn. Er wordt wel vermeld welke taxa voorkomen op de Naamlijsten van Vaste Planten en Houtige gewassen (Hoffman 2016a, 2016b). Op deze lijsten staan de namen van de meeste planten die in Europa (en grotendeels ook in de Verenigde Staten) worden verhandeld.

Andere beschikbare risicobeoordelingen en -classificaties van de soorten werden opgespoord met behulp van alle combinaties van de wetenschappelijke namen en de zoektermen risicobeoordeling, risicoanalyse en risicoclassificatie (in meerdere talen toegepast).

2.2 Taxonomie en naamgeving van de behandelde soorten

De taxonomische indeling van de Duizendknoopfamilie (Polygonaceae) is in de loop der tijd aan verandering onderhevig geweest. De indeling en de naamgeving van de soorten in dit rapport is conform de recente literatuur (Galasso et al. 2009, Sanchez et al. 2009, Schuster et al. 2011, Schuster et al. 2015). In recent binnen Europa verschenen flora's, zoals de vierde druk van de New Flora of the British Isles (Stace 2019) wordt dezelfde naamgeving gehanteerd.

In dit rapport worden voor de besproken soorten de volgende namen gebruikt:

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
<i>Reynoutria japonica</i> Houtt.	Japanse duizendknoop
<i>Reynoutria x bohemica</i> Chrtek & Chrtková	Basterdduizendknoop
<i>Reynoutria sachalinensis</i> (F. Schmidt) Nakai	Sachalinse duizendknoop
<i>Koenigia polystachya</i> (Wall. ex Meisn.) T.M. Schust & Reveal	Afghaanse duizendknoop

De Nederlandse namen komen overeen met die in de Heukels' flora (van der Meijden 2005) en het Soortenregister (<https://www.nederlandsesoorten.nl/>).

2.3 Afgrenzing te behandelen soorten

Alleen de risico's van de in hoofdstuk 2.2 genoemde vier soorten worden in dit rapport beoordeeld. Verschillende andere oorspronkelijk uit Azië afkomstige soorten uit de Duizendknoopfamilie komen verwilderd in Europa voor. De meest soorten zijn nauw verwant en sommige kunnen hybridiseren met de in dit rapport behandelde soorten en worden hieronder kort vermeld.

Reynoutria multiflora (*Chinese knotweed, Chinesischer Flügelknöterich*). Uit oostelijk China afkomstige overblijvende, tweehuizige klimplant. Is in de handel (Hoffman 2016a). In Italië lokaal ingeburgerd (Lombardije) en plaatselijk (Trentino en Veneto) verwilderd (Galasso et al. 2006). Lokaal verwilderd in Hongarije (Lajos et al. 2004) en in Slovenië (Balant 2015). Belangrijk, traditioneel Chinees geneeskrachtig kruid “He Shou Wu”.

Fallopia baldschuanica (*Chinese bruidssluier, Russian vine, Schling-Flügelknöterich*). Uit China en Tibet afkomstige overblijvende klimplant. Met verschillende cultivars in de handel (Hoffman 2016b). Invasief in o.a. Spanje (Anonymus 2013a) en Zuidwest-Slovenië (Strgulc Krajšek & Dolenc Koce 2015). Kan kruisen met *Reynoutria japonica*. Is vermoedelijk de belangrijkste bestuiver van zaadvormende ♀ *Reynoutria japonica* var. *japonica*. De hieruit ontstane hybride *xReylophia conollyana* (= *Fallopia x conollyana* J.P. Bailey) heeft zich in verschillende landen op enkele locaties gevestigd, maar is tot op heden niet invasief gebleken (Bailey 2001, Bailey et al. 2013). Ook kruisingen met *Reynoutria japonica* var. *compacta*, *Reynoutria x bohémica* en *Reynoutria sachalinensis* zijn mogelijk (Hoste et al. 2017).

Persicaria orientalis (*Oosterse duizendknoop, Princess-feather, Renouée orientale, Östlicher Knöterich*). Eénjarige, uit Azië en Oost-Australië afkomstige soort. Ook in de handel onder de namen “Japanse duizendknoop” en als “kusje over de schutting”. Is in veel Zuid-Europese landen ingeburgerd, maar voor zover bekend niet invasief.

***Muehlenbeckia*-soorten** (*Wireplant, Drahtstrauch/Teppich-Scheinknöterich*). *Muehlenbeckia complexa* is een uit Nieuw-Zeeland afkomstige, overblijvende bodembedekker. Verwilderd in Zuidwest-Engeland, Wales en Ierland (Stace 2019), België, Portugal en Spanje (Verloove 2019). Is in de handel met cv. “Spotlight” (Hoffman 2016a) en in 2017 voor het eerst in Nederland in Haarlem verwilderd (“hele tapijten, wortelend in de voegen van de bestrating”) aangetroffen (waarneming.nl).

Muehlenbeckia axillaris is eveneens uit Nieuw-Zeeland afkomstig en ook in de handel. In Nieuw-Zeeland is geconstateerd dat deze soort kan hybridiseren met *Reynoutria japonica* (Bailey 2013).

2.4 Verspreiding Nederland

De gegevens voor de verspreiding binnen Nederland zijn afkomstig uit de Nationale Databank Flora & Fauna (<https://www.ndff.nl/>). In de NDFF zijn verspreidingsgegevens opgeslagen van vrijwilligers, provincies, gemeenten, waterschappen, onderzoeksinstituten en terreinbeheerders. Behalve een locatieaanduiding zijn bij een deel van de waarnemingen ook gegevens opgeslagen met betrekking tot abundantie en biotoop.

2.5 Verspreiding Europa

De gegevens over de verspreiding buiten Nederland zijn, voor zover niet anders aangegeven, afkomstig van de Catalogue of Life (<http://www.catalogueoflife.org>). Voor de ‘climate match’ (paragraaf 3.2.3, 5.2.3 en 6.2.3) is gebruikt gemaakt van de locatiegegevens binnen het oorspronkelijk areaal zoals die verschaft worden op de GBIF-website (<https://www.gbif.org>). Om reden dat de Boheemse duizendknoop in Europa is ontstaan, is voor deze hybride geen analyse van de ‘climate match’ uitgevoerd.

De verspreiding en de invasiviteit zoals weergegeven in Bijlage 1 is ontleend aan de CABI-website (<https://www.cabi.org>). Daarbij moet worden aangetekend dat andere bronnen andere of aanvullende informatie kunnen geven over verspreiding en invasiviteit.

2.6 Risicobeoordeling en -classificatie met Harmonia+

De risicobeoordelingen en -classificaties van de vier Aziatische duizendknopen zijn met behulp van het Harmonia+ protocol uitgevoerd door een team van vijf deskundigen (i.c. de auteurs). Elke deskundige heeft vooraf het kennisdocument van de betreffende soort bestudeerd en vervolgens onafhankelijk van de andere deskundigen de online versie van het beoordelingsprotocol (D'hondt et al. 2014) ingevuld voor de risicoclassificatie van iedere soort. Hierbij is aandacht besteed aan zowel de huidige situatie als de toekomstige situatie (tijdhorizon circa 50 jaar) waarbij de invloed van klimaatverandering op de risico's van de Aziatische duizendknopen is beoordeeld.

Na de individuele risicobeoordelingen is een workshop met het team van deskundigen (alle vijf auteurs) georganiseerd. Tijdens de workshop zijn de argumenten voor alle risicoscores en de zekerheden daarvan toegelicht. Verschillen in risico- en zekerheidsscores zijn bediscussieerd. De discussies hebben bij alle criteria van het Harmonia+ protocol geresulteerd in overeenstemming over deze scores en de (wetenschappelijke) argumentatie daarvoor.

Vervolgens zijn alle risico- en zekerheidsscores berekend (Kader 2.1). De gebruikte versie van het Harmonia+ protocol bevat in totaal 41 vragen die zijn geordend in zeven categorieën, namelijk:

1. Context (vragen A1-A5);
2. Introductie van de soort (vragen A6-A8);
3. Vestiging van de soort (vragen A9-A10);
4. Verspreiding van de soort (vragen A11-A12);
5. Potentiële milieueffecten (vragen A13-A30);
6. Potentiële effecten van de soort op ecosysteemdiensten (vragen A31-A33);
7. Effecten van klimaatverandering op de risico's van een soort (vragen A34-A41).

De categorie 'Potentiële milieueffecten van de soort' is opgesplitst in vijf subcategorieën, namelijk:

1. Effecten voor biodiversiteit en ecosystemen (vragen A13-A18);
2. Effecten voor plantenteelt (vragen A19-A23);
3. Effecten voor veeteelt en dierenwelzijn (vragen A24-A26);
4. Gevolgen voor volksgezondheid (vragen A27-A28);
5. Overige effecten, zoals aantasting infrastructuur (vraag A29).

Iedere (sub)categorie bevat meerdere risicobeoordelvragen en voor iedere vraag worden invulopties gegeven voor risicoscores en de zekerheid daarvan. Bij de risicoscores zijn drie tot vijf scores mogelijk (bijv. geen/zeer laag, laag, matig hoog, zeer hoog) of kan 'niet van toepassing' worden ingevuld. Bij de zekerheid zijn drie scores mogelijk (laag, matig of hoog). Alle vragen van het risicobeoordelingsprotocol zijn voorzien van een toelichting met voorbeelden die dienen als referentie bij het bepalen van de risicoscores.

Het Harmonia+ protocol is een procedure voor risicoscreening. Deze methode is alleen ontwikkeld voor het beoordelen van negatieve effecten van uitheemse soorten en laat eventuele positieve effecten buiten beschouwing. Beschikbare informatie over positieve effecten van de beoordeelde soorten zijn wel vermeld in het kennisoverzicht en zijn wel beoordeeld bij het onderdeel over effecten op ecosysteemdiensten.

Kader 2.1: Concept en definities voor risicobeoordeling en –classificatie van uitheemse soorten met het Harmonia+ protocol (D'hondt et al. 2014).

Concept

Invasie = $f(\text{Introductie}; \text{Vestiging}; \text{Verspreiding}; \text{Effecten}_{a-e})$

Risico = $\text{Blootstelling} \times \text{Kans} \times \text{Effect}$

Invasie = risico?

$\text{Blootstelling} \equiv f_1(\text{Introductie}; \text{Vestiging}; \text{Verspreiding}) = \text{Invasiescore}$

$\text{Kans} \times \text{effect} \equiv f_2(\text{Effect}_a; \text{Effect}_b; \text{Effect}_c; \text{Effect}_d; \text{Effect}_e) = \text{Effectscore}$

met a: milieu (biodiversiteit en ecosystemen); b: plantenteelt; c: veeteelt; d: volksgezondheid; e: overige

Risico = $\text{Blootstelling} \times \text{Kans} \times \text{Effect} \equiv f_3(\text{Invasiescore}; \text{Effectscore}) = \text{Invasie}$

Berekeningsmethodieken

f_1 : (gewogen) geometrisch gemiddelde of product

f_2 : (gewogen) rekenkundig gemiddelde of maximum

f_3 : product

Kader 2.1 geeft de methoden voor de berekening van verschillende risicoscores. In het Harmonia+ protocol is een biologische invasie omschreven als een functie (f) van de introductie, vestiging, verspreiding en verschillende typen (a-e) effecten een soort (D'hondt et al. 2014). Het 'risico' van een invasie is gedefinieerd als de kans dat een bepaald gevaar van een soort daadwerkelijk schade kan veroorzaken. Dit risico neemt toe (1) met de blootstelling aan de gevaarlijke gebeurtenis, (2) met de kans (waarschijnlijkheid) dat de gevaarlijke gebeurtenis zich daadwerkelijk voordoet, en (3) met de mogelijke gevolgen van die gebeurtenis. Daarom is het risico gedefinieerd als een product van deze drie factoren, namelijk: blootstelling x kans x effect.

Met het protocol kunnen drie scores worden berekend, namelijk de invasiescore, de effectscore en het risico. De invasiescore is een maat voor blootstelling en wordt in het protocol berekend als een functie (f1) van de introductie-, vestigings- en verspreidingskans. De effectscore is maat voor kans x effect en wordt in het protocol berekend als een functie (f2) van de kans op verschillende typen effecten (a-e; d.w.z. effecten voor biodiversiteit en ecosystemen, plantenteelt, veeteelt en dierenwelzijn, volksgezondheid en overige effecten). Voorts is het risico dan te berekenen als een functie (f3) van de invasie- en effectscore.

Voor het berekenen van de invasiescore, effectscore en het risico kunnen verschillende rekenfuncties worden gebruikt (respectievelijk f1, f2 en f3 in Kader 2.1). Het protocol biedt tevens de mogelijkheid om binnen en tussen verschillende risicocategorieën weegfactoren toe te kennen. Bij de risicobeoordeling van de vier Aziatische duizendknopen zijn altijd de default waarden (= 1) voor alle weegfactoren gebruikt. Bij de berekeningen van de risicoscores zijn de verschillende typen effecten binnen een bepaalde risicocategorie dus altijd gelijk gewogen. Voor de berekening van een effectscore van een specifieke risicocategorie is altijd de maximale waarde gebruikt, om het uitmiddelen van effecten te voorkomen. Voor de berekening van de invasiescore is het product van de introductie-, vestiging- en verspreidingscore gebruikt. Voor de berekening van de geaggregeerde effectscore is altijd het maximum van de verschillende effectscores gebruikt. Tabel 2.1 geeft een overzicht van de grenswaarden en kleurschema's die zijn gebruikt voor de risicoclassificaties 'laag', 'matig' en 'hoog'.

Bij alle beoordelingsvragen bestaat de mogelijkheid om de mate van zekerheid van het antwoord te vermelden. De mate van zekerheid wordt conform het concept van Mastrandrea *et al.* (2010; 2011) op een consistente wijze gerapporteerd met 'laag', 'matig' of 'hoog' voor respectievelijk 0-33%, 33-66% en 66-100% waarschijnlijkheid. In Harmonia⁺ zijn de scores 0, 0,5 en 1 toegekend aan respectievelijk 'laag', 'matig' en 'hoog'. Voor iedere risicocategorie is het rekenkundige gemiddelde van alle zekerheidsscores voor de daaraan gerelateerde criteria berekend en vervolgens getransformeerd naar 'laag', 'matig' of 'hoog' op basis van de grenswaarden (Tabel 2.1). De zekerheid wordt geduid met kleurcodes in blauwtinten.

Tabel 2.1: Grenswaarden en kleurschema's van risico- en zekerheidsclassificatie.

Kleurcode risico	Risico-classificatie	Risicoscore (RS)	Kleurcode zekerheid	Zekerheidsclassificatie	Zekerheidscore (ZS)
	Laag	$0 < RS < 0,33$		Hoog	$> 0,66$
	Matig	$0,33 \leq RS \leq 0,66$		Matig	$0,33 \leq ZS \leq 0,66$
	Hoog	$> 0,66$		Laag	$< 0,33$

2.7 Vergelijking met andere risicobeoordelingen

Met behulp van literatuuronderzoek zijn ook risicobeoordelingen van de vier Aziatische duizendknopen verzameld die door andere beoordelaars zijn opgesteld (Paragraaf 2.1). De beschikbare risicobeoordelingen zijn vaak uitgevoerd met andere protocollen. Het betreft zowel compacte of snelle beoordelingen voor prioritering of waarschuwingslijsten van uitheemse soorten als gedetailleerde risicobeoordelingen van deze soorten voor landen in Europa of geheel Europa (Tabel 7.5). Voor een goede vergelijking van hun uitkomsten met de voorliggende beoordelingen zijn alle risicoscores geharmoniseerd in drie risicoklassen, namelijk laag, matig en hoog risico.

De risicoclassificaties met het Invasive Species Environmental Impact Assessment (ISEIA) protocol (Belgian Forum on Invasive Species 2019a) zijn overgenomen omdat dit protocol ook onderscheid maakt in drie risiconiveaus, namelijk een laag risico (Score 4-8; Code C), matig risico (Score 9-10; Code B; Aandachtslijst) en hoog risico (Score 11-12; Code A; Zwarte lijst).

De scores 2, 3 en 4 van het Generic Impact Scoring System (GISS) zijn geharmoniseerd als respectievelijk laag, matig en hoog risico. Het GISS met het classificatiesysteem van Blackburn *et al.* (2011) onderscheidt vijf risicoklassen die zijn geharmoniseerd in drie klassen: laag risico (voor 'minimal risk' en 'minor risk'), matig risico (moderate risk) en hoog risico (voor 'major risk' en 'massive risk').

Scores voor de invasiviteit van uitheemse plantensoorten met het Australian Weed Risk Assessment (WRA) systeem (Pheloung *et al.* 1999) zijn geharmoniseerd als laag risico voor WRA-scores < 11 , matig risico voor scores 11-20 en hoog risico voor scores > 20 . Scores met het systeem van Weber & Gut (2004), het gecombineerde WRA-WG-systeem (Andreu & Vila 2009) en het gecombineerde WG-European and Mediterranean Plant Protection Organisation Pest Risk Assessment Scheme (EPPO) zijn geharmoniseerd als laag risico voor WG-scores < 21 , matig risico voor scores 21-27 en hoog risico voor scores > 28 . De scores van de Risk Assessment Methodology Invasive Species Ireland (RAMIS; versie 2007; Kelly *et al.* 2013) zijn geharmoniseerd als laag risico voor scores < 14 , matig risico voor scores 14-18 en hoog risico voor scores > 18 .

Het Great Britain Non-Native species Risk Assessment (GBNNRA) protocol, de Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten (MNIGA; versie 1.2) en Naturschutzfachliche Beurteilung (NFB) maken al gebruik van drie risicoklassen en zijn daarom ongewijzigd overgenomen. In enkele gevallen waren geen expliciete risicoklassen vermeld maar zijn de betreffende soorten wel op een nationale of regionale lijst voor invasieve exoten geplaatst (bijvoorbeeld zwarte lijst, Invasieve soortenlijst, lijst met potentieel invasieve soorten of lijst met verboden soorten). In dergelijke gevallen is bij de geharmoniseerde risicoscore opgenomen dat sprake is van een hoog risico.

3 *Reynoutria japonica* – Japanse duizendknoop

3.1 Soortbeschrijving

3.1.1 Taxonomie

Taxonomische boom

Rijk: *Plantae*
 Fylum: *Tracheophyta*
 Klasse: *Magnoliopsida*
 Orde: *Caryophyllales*
 Familie: *Polygonaceae*
 Sub-Familie: *Polygonoideae*
 Tribus: *Polygoneae*
 Genus: *Reynoutria*

3.1.2 Nomenclatuur

Wetenschappelijke naam

Reynoutria japonica Houtt.

Synoniemen

Fallopia japonica (Houtt.) Ronse Decraene (incl. var. *japonica*)
Fallopia japonica var. *uzenensis* (Honda) K. Yonekura & Hiroyoshi Ohashi
Pleuropterus cuspidatus (Sieb. & Zucc.) H. Gross
Pleuropterus zuccarinii Small
Pleuropterus cuspidatus (Siebold & Zucc.) H. Gross
Polygonum cuspidatum Sieb. & Zucc.
Polygonum Reynoutria (Houtt.) Makino
Polygonum Reynoutria f. *colorans* Makino
Polygonum Reynoutria var. *humilis* Nakai
Polygonum sieboldii de Vriese ex L.H. Bailey
Polygonum zuccarinii Small
Reynoutria elata Nakai
Reynoutria hastata Nakai ex Ui
Reynoutria henryi Nakai
Reynoutria japonica var. *humilis* (Nakai) Nakai
Reynoutria japonica var. *uzenensis* Honda
Reynoutria uzonensis (Honda) Honda
Reynoutria yabeana Honda
Tiniaria japonica (Houtt.) Hedberg

Fallopia compacta (Hook. fil.) G.H. Loos & P. Keil
Fallopia japonica var. *compacta* (Hook. fil.) J.P. Bailey
Polygonum compactum Hook. fil.
Polygonum cuspidatum f. *compactum* (Hook. fil.) Nakai
Polygonum cuspidatum f. *rosea* (Satomi) N. Satomi
Polygonum cuspidatum var. *compactum* (Hook. fil.) L.H. Bailey
Polygonum Reynoutria var. *compactum* (Hook. fil.) Nakai
Polygonum sieboldii var. *compactum* (Hook. fil.) L.H. Bailey
Reynoutria compacta (Hook. fil.) Nakai
Reynoutria japonica f. *rosea* Satomi
Reynoutria japonica var. *compacta* (Hook. fil.) Moldenke

Handelsnamen

In de Naamlijst van Vaste Planten (Hoffman 2016a) worden de volgende cultivars genoemd:
 'Rosea' (= *Reynoutria japonica* var. *compacta*)

'Crimson Beauty'
 'Freckles'
 'Rebou'
 'Rema'
 'Remus'
 'Spectabilis'
 'Variegata'

Enkele cultivars o.a. 'Freckles' en 'Variegata' hebben bont blad en zouden minder invasief zijn. Veel cultivars hebben geen verkooppunten meer. De cultivar 'Rosea' en 'Variegata' (= 'Milkboy'?) zijn cultivars van *var. compacta* en zijn in Europa in de handel.

Engelse naam: Japanese knotweed

Duitse naam: Japanischer Staudenknöterich

Franse naam: Renouée à feuilles pointues, Renouée du Japon

N.B. ondanks een duidelijke taxonomie, kent dit taxon buiten haar oorspronkelijke areaal een grote variatie en zijn er overgangen naar met name *R. x bohemica*.

3.1.3 Areaal

Het oorspronkelijk areaal van *R. japonica* omvat Japan (Hokkaido, Honshu, Shikoku, Kyushu), Korea, China en Taiwan. Binnen dit oorspronkelijke areaal is de soort zeer variabel (Meyer & Walker 1965). De meest algemene vorm binnen het oorspronkelijke areaal is *R. japonica* var. *japonica*. Deze vorm komt verspreid over geheel Japan voor. De variëteit **compacta** is een dwergvorm die in Japan (en Korea) wordt aangetroffen in de alpine zone. Galasso et al. (2009) pleiten voor het toekennen van de soort-status aan dit taxon onder de naam *Reynoutria compacta* (Hook. fil.) Nakai. In Europa en Noord-Amerika wordt deze variëteit als sierplant aangeplant. Door de meeste Japanse auteurs wordt deze vorm echter niet als een apart taxon onderscheiden. Door enkele Japanse auteurs werden wel twee voor Japan endemische variëteiten onderscheiden: var. **hachidoensis** (=var. **terminalis**) en var. **uzenensis**. Deze variëteiten zijn afkomstig van resp. de Izu eilanden en het eiland Honshu (Yonekura & Ohashi 1997) en zijn nooit buiten Japan verspreid (Galasso et al 2009). Volgens Galasso et al. (2009) zouden ook deze variëteiten de soortstatus moeten krijgen. De var. *hachidoensis* wordt tegenwoordig als een aparte soort opgevat onder de naam *Reynoutria hachidoensis* (Makino) Nakai apud Jotani.

R. japonica is ingevoerd in de meeste Europese landen (Bijlage 1). Het secundaire areaal omvat verder Noord-Amerika (Canada, Verenigde Staten), Zuid-Amerika (Chili), Rusland (m.u.v. Sachalin), Australië (Queensland, Tasmanië) en Nieuw-Zeeland (CABI 2019).

R. japonica komt voor met verschillende chromosoomgetallen (ploëdie-niveaus). Het grondgetal binnen *Reynoutria* is 11 (Bijlage 3). Van *R. japonica* var **japonica** komen binnen het oorspronkelijke areaal zowel tetraploëde, hexaploëde als octoploëde planten voor. Binnen het secundaire areaal komen vooral octoploëde ($2n=88$) exemplaren voor. De var **compacta** is tetraploëd ($2n=44$) (Mandak et al. 2003, Kim & Park 2000, Bailey et al. 2009). In Nederland zijn ook hexaploëde ($2n=66$) exemplaren van *R. japonica* aangetroffen (Duistermaat et al. 2012). Op grond van morfologie zijn planten met verschillende ploëdie-niveaus niet van elkaar te onderscheiden, alleen lijken tetraploëden een dikker blad te hebben (Kim & Park 2000).

3.1.4 Kenmerken

Krachtige overblijvende, kruidachtige planten met dikke, ondergrondse, kruipende rhizomen. Gevestigde planten vormen houtige wortelstokken met verticale penwortels, die onder gunstige omstandigheden tot 3 meter diep kunnen wortelen. **Stengels:** rechtopstaand 50-

150(-300) cm, hoog, hol, meestal rood gevlekt, bovenin vertakt. **Blad:** breed eivormig tot breed elliptisch, 6-12(-15) cm lang en 5-8 cm breed, met kort toegespitste bladtop en recht afgeknotte bladvoet, bleekgroen, onderzijde gewoonlijk papilleus behaard. **Bladsteel:** 1-3 cm lang; extraflorale nectariën aan onderzijde basis bladsteel. **Bladschede (ochrea=tuitje):** dun membraneus. **Bloeiwijze:** planten met bloeiwijzen met alleen tweeslachtige bloemen en planten met alleen vrouwelijke (mannelijk steriele) bloemen (gynodioecie); bloemen in eindstandige of okselstandige, pluimen van vertakte aren (figuur 3.1, 3.2). **Bloemen:** (room-)wit, 2.5-3 mm in diameter; 5 bloemdekbladen, waarvan de buitenste 3 gekield; 8 meeldraden, helmdraden 0,3-0,4(-0,8) mm lang; stijlen 3. **Vrucht:** de buitenste bloemdekbladen aan de rugzijde gevleugeld en 6-10 mm lang, het nootje geheel omsluitend. **Zaden:** een scherp driekantig, glimmend, zwartbruin, nootje (achene); 2-2.5(-4) mm lang en 2 mm breed. (Meyer & Walker 1965, Beerling et al. 1994).

Gelijkende soorten

R. japonica lijkt veel op *R. x bohémica* en in mindere mate op *R. sachalinensis* (zie Bijlage 4).

Verder lijkt *R. japonica* veel op *Reynoutria forbesii* (Hance) T. Yamaz. (= *Fallopia forbesii* (Hance) Yonekura & H. Ohashi, = *Polygonum forbesii* Hance) (Galasso et al. 2009). Deze soort wordt door sommige auteurs niet als een aparte soort, maar als de Chinese en Koreaanse vorm van *R. japonica* beschouwd. Volgens Kim & Park (2000) is *R. forbesii* echter, onder andere op grond van blad- en vruchtkenmerken goed van *R. japonica* te onderscheiden en komen beide soorten naast elkaar in Korea voor. De bladeren zijn in omtrek rond met een afgeronde bladvoet (respectievelijk ovaal en afgeknot bij *R. japonica*) en de bladtop is minder lang toegespitst. In Korea en China zijn planten aangetroffen met intermediaire kenmerken die waarschijnlijk kruisingen zijn tussen *R. japonica* en *R. forbesii*. Voor zover bekend is *R. forbesii* nooit buiten het oorspronkelijke verspreidingsgebied (China en Korea) aangetroffen (Kim & Park 2000).

3.1.5 Voortplanting en dispersie

Levenscyclus

De spruiten open begin april uit. In het voorjaar groeien vooral de bovengrondse delen. Vanaf half april tot juni kan de plant onder gunstige omstandigheden groeisnelheden tot 40 cm in 4 dagen bereiken. Midden juni bereiken de planten ongeveer hun maximale hoogte. De bloeitijd loopt van eind augustus tot in oktober. In augustus tot november worden de assimilaten vooral in de rhizomen geïnvesteerd. In de maand augustus is (in het Verenigd Koninkrijk) de toevoer van assimilaten naar ondergrondse organen het grootst. In september kan de biomassa van de rhizomen 18 maal zo hoog zijn als die in mei. Bij de eerste vorst sterven de planten bovengronds af. De bruine stengels blijven de hele winter en een deel van het volgende groeiseizoen staan (Beerling et al. 1994, Seiger & Merchant 1997, Price et al. 2001, Jones et al. 2018). Japanse duizendknopen vormen geen zaadbank (transient seed-bank); de zaden behouden hun kiemkracht niet lang en kiemen in het voorjaar of in de eerstvolgende herfst (Tiébré et al. 2007a). Zaden van sommige planten van *R. japonica* en *R. sachalinensis* uit Slovenië kiemden echter pas het tweede jaar (Strgulc Krajšek & Dolenc Koce 2015).

Voortplanting

De geslachtsverdeling bij *Reynoutria* soorten kenmerkt zich door gynodioecie. Planten hebben of alleen bloeiwijzen met tweeslachtige bloemen of bloeiwijzen met alleen functioneel vrouwelijke bloemen met steriele meeldraden (Bailey 2013). Bij uitzondering zijn er aan de oostkust van de Verenigde Staten planten met alleen mannelijke bloemen aangetroffen, die fertiel stuifmeel produceerden (Forman & Kesseli 2003, Barney et al. 2006). Planten (klonen) zijn dus of hermafrodiet of vrouwelijk. Hermafrodiete planten van *Reynoutria* soorten zijn zelf-incompatibel (Beerling et al. 1994, Bailey 2013). Pollen producerende planten van *R. japonica* var. *japonica* zijn in het Verenigd Koninkrijk en Europa waarschijnlijk zeldzaam (Bailey 2013, Mandak et al. 2003, Tiébré et al. 2007a).

Vruchtzetting vindt dan ook vooral plaats door bestuiving met tweeslachtige planten van verwante soorten als *R. japonica* var. *compacta*, *R. x bohemica*, *R. sachalinensis* en *Fallopia baldschuanica*. In het Verenigd Koninkrijk is *Fallopia baldschuanica* (*Chinese bruidssluier*) de belangrijkste pollendonor. Vestigingen van de hybride zijn echter uiterst zeldzaam (Bailey et al. 2009). In België en Canada bleek het merendeel van de zaden van *R. japonica* ontstaan te zijn door terugkruising met *R. x bohemica* (Tiébré et al. 2007a, Groeneveld et al. 2014). Bontbladige variëteiten van var. *compacta* die in tuincentra als “niet invasief” worden verkocht blijken fertiel pollen te produceren en kunnen als pollendonor voor verwilderde *R. japonica* fungeren en zodoende bijdragen aan de verspreiding (Forman & Kesseli 2003). Uit bestuivingsexperimenten tussen in Nederland verzamelde ♀ planten (waarschijnlijk *R. japonica* var. *japonica*) en ♂ planten (waarschijnlijk *R. japonica* var. *compacta*) bleek dat er kiemkrachtige zaden werden gevormd (Duistermaat 2012).

De ene vrouwelijke kloon van *R. japonica* die in Europa algemeen voorkomt (zie hoofdstuk 3.2.1.), komt ook in de Verenigde Staten voor. Maar daarnaast komen in de Verenigde Staten meerdere genetisch verschillende klonen voor en is de genetische diversiteit in de Verenigde Staten groter (Forman & Kesseli 2003, Grimsby et al. 2007). Deels kan deze grotere genetische diversiteit worden verklaard doordat meerdere klonen uit Azië in de Verenigde Staten zijn geïmporteerd (Gammon & Kesseli 2009). In het noordoosten van de Verenigde Staten en aangrenzend zet *R. japonica* overvloedig zaad en vindt verspreiding door middel van zaden plaats, waardoor op één locatie vaak meerdere genetisch verschillende klonen aanwezig zijn. Laat in het seizoen (oktober) geoogste zaden bleken kiemkrachtiger (tot 90%), dan vroeg in het seizoen (midden september) geoogste zaden (Forman & Kesseli 2003, Grimsby et al. 2007, Bram & Mc Nair 2004, Groeneveld et al. 2014).

In België is de zaadzetting bij *R. japonica* gering en werd in het veld geen kieming en vestiging waargenomen in bestaande vegetaties. De grote genetische diversiteit tussen de hybriden maakt het echter waarschijnlijk dat wel vestiging van hybriden vanuit zaden plaats vindt (Tiébré et al. 2007a).

Ook in Duitsland werden weinig zaailingen in het veld waargenomen. In het veld verzamelde zaden bleken onder laboratoriumomstandigheden echter kiemkrachtig. In het veld aangetroffen vraatresten duiden erop dat de zaden door vogels, waarschijnlijk mussen, worden gegeten (Engler et al. 2017). Bij kiemprouven van in het wild verzamelde zaden van *R. x bohemica* en *R. japonica* werden kiempercentages van 88% tot 98% vastgesteld. De overleving van kiemplanten wordt beperkt door droogte in de zomer en late nachtvorst (Funkenberg et al. 2012).

Ook uit recent onderzoek in Nederland naar kieming onder kasomstandigheden blijkt dat tot 80-90% van in de natuur gevormde zaden van *R. japonica* kiemkrachtig kunnen zijn, echter het aantal kiemplanten in de natuur blijkt erg laag (mond. med. Chris van Dijk, WUR; Martijn Boosten, Probos).

In Slovenië werd waargenomen dat de zaadzetting bij *R. japonica* beter is dan bij *R. x bohemica* en *R. sachalinensis*. De belangrijkste pollendonor van *R. japonica* is hier *R. x bohemica*. *R. x bohemica* wordt bestoven door andere *R. x bohemica* planten en *R. sachalinensis*. De zaden afkomstig van *R. japonica* waren bij veldproeven, wat kiemsucces en overleving betreft, succesvoller dan de kiemplanten afkomstig van zaden van *R. x bohemica* en *R. sachalinensis*. Weinig kiemplanten waren na 3 jaar nog in leven; *R. japonica* maximaal 12%, *R. x bohemica* maximaal 2%, *R. sachalinensis* 0% (Strgulc Krajšek & Dolenc Koce 2015).

Bestuivers

De bloemen van *Reynoutria* soorten produceren veel nectar en worden door een breed scala aan insecten bezocht en bestoven. In het Verenigd Koninkrijk is een verandering in de samenstelling van de bestuivers gesignaleerd. Werden de bloemen van *R. japonica* aanvankelijk, eind jaren 70 begin jaren 80 van de vorige eeuw, vooral door Diptera bezocht, later werden vooral honingbijen de belangrijkste bestuivers. Waarschijnlijk heeft het enige tijd

geduurd voordat honingbijen deze nieuwe nectarbron ontdekt hadden (Beerling et al. 1994, Bailey et al. 2009).

Hybriden

R. japonica var. *japonica* kan hybridiseren met *R. sachalinensis*. De hybride *R. x bohémica* is tegenwoordig in veel landen algemener dan *R. japonica* var. *japonica*. Doordat er ook mannelijk fertiele exemplaren van *R. x bohémica* voorkomen treden er ook terugkruisingen op met de oudersoorten (Bailey et al. 2009, Bailey 2013).

Bestuiving van *R. japonica* met pollen van *Fallopia baldschuanica* (Chinese bruidssluijer) komt relatief vaak voor. Veel zaden van *R. japonica* bevatten embryo's van deze kruising. Vestigingen van deze hybride, *xReyllopia conollyana* (= *Fallopia x conollyana*), zijn echter zeldzaam en tot nu toe alleen bekend van enkele locaties in het Verenigd Koninkrijk, Ierland, België en Duitsland (Bailey 2001, Stace 2015, Hoste et al. 2017).

R. japonica var. *japonica* kan ook hybridiseren met *R. japonica* var. *compacta*. Deze hybride is hexaploïd ($2n=66$). In Nederland zijn hexaploïde planten, die veel op *R. japonica* var. *japonica* lijken aangetroffen, die fertiel pollen produceren (Duistermaat et al. 2012). Deze planten zijn mogelijk kruisingen tussen var. *japonica* ($2n=88$) en var. *compacta* ($2n=44$).

Dispersie

De zaden, omgeven door het gevleugelde bloemdek, vallen in de loop van de winter af. Verspreiding door de wind is de meest waarschijnlijke wijze van verspreiding (Beerling et al. 1994). Eén enkele stengel kan in principe, als alle bloemen worden bestoven en zaad zetten, 127.000 zaden produceren (Bram & Mc Nair 2004). De meest zaden vallen in de nabijheid van de moederplanten op de grond. Een klein deel wordt over een afstand van meer dan 16 meter verspreid (Tiébré et al. 2007a). In Noord-Amerika vindt verspreiding door (kiemkrachtige) zaden plaats, die drijvend door stromend water werden verspreid (Barney et al. 2006). Hoewel in Canada zaden gevormd worden, is de verspreiding hier in hoofdzaak vegetatief, door middel van rhizoom- en stengelfragmenten (Duquette et al. 2016). Zaden die binnen een gesloten vegetatie van *R. japonica* ontkiemen hebben een kleine kans om zich te vestigen, vanwege het lichtgebrek op de bodem dat al vroeg in het voorjaar ontstaat als het bladerdek zich sluit (Forman & Kesseli 2003).

Vegetatieve verspreiding

In Europa behoort het merendeel van de planten waarschijnlijk tot één octoploïde vrouwelijke kloon van *R. japonica* var. *japonica* (Hollingsworth & Bailey 2000a, 2000b, Mandak 2003).

De vermeerdering in deze gebieden geschiedt dan ook in hoofdzaak vegetatief.

Rhizoomfragmenten van 1 cm lang met een gewicht van 0,7 gram kunnen uitgroeien tot nieuwe planten (Bailey et al. 2009). Bij experimenten in tuinen bleek dat stengel- en rhizoomfragmenten van de verschillende *Reynoutria* soorten onder bepaalde omstandigheden uit kunnen groeien tot nieuwe planten (Bimova et al. 2003). Voorwaarde voor regeneratie is dat minstens één knoop in het stengelfragment aanwezig is. Regeneratie vanuit rhizomen verloopt zowel bij *R. japonica* (var. *japonica* en var. *compacta*) als bij *R. x bohémica* beter dan bij regeneratie vanuit stengelfragmenten. Alleen bij in het water drijvende fragmenten is de regeneratie van stengelfragmenten succesvoller dan bij rhizoomfragmenten. Het regeneratievermogen is bij *R. x bohémica* en bij *R. japonica* var. *compacta* over het algemeen het grootst en bij *R. sachalinensis* het laagst. Begraven stengelfragmenten van *R. japonica* var. *japonica* vertoonden geen regeneratie. Begraven rhizoomfragmenten van *R. japonica* var. *japonica* regeneerden relatief goed op relatief voedselarme zandbodems.

In plots in rivierbegeleidend bos in de Verenigde Staten hadden rhizoomfragmenten de grootste vestigingskans (85%), tegen zaden (3%) of stengelfragmenten (16%) (Gowton et al. 2016). Fragmenten blijven maar één voorjaar nadat ze bij oevererosie zijn vrijgekomen levensvatbaar (Colleran & Goodall 2015).

3.1.6 Standplaats en ecologie

Standplaats

R. japonica groeit op niet of zeer extensief beheerde, vrij voedselrijke, lichte standplaatsen. Vaak wordt de soort in lijnvormige bestanden aangetroffen langs oevers van beken en rivieren, akkerranden, bosranden, weg of spoorbermen, heggen en houtwallen. Vlakvormige vegetaties kunnen zich ontwikkelen op braakliggende terreinen of in lichte loofbossen (Populier, Wilg) (Sukopp & Sukopp 1988, Beerling et al. 1994, Dassonville et al. 2011, Rouifed et al. 2014, NDFF 2019).

R. japonica kan op uiteenlopende bodems groeien; variërend van zuur en oligotroof tot voedselrijk en kalkrijk. De gemiddelde pH van 10 groeiplaatsen in België en Frankrijk bedroeg 6,6 (5,3-7,4) (Dassonville et al. 2007, 2011). In het Verenigd Koninkrijk werden op 8 locaties een gemiddelde waarde van 5,9 (3,7-7,9) bepaald (Tabel 3.1) (Beerling et al. 1994). In Poolse rivierdalen groeit *R. japonica* ten opzichte van *R. x bohemica* en *R. sachalinensis* op locaties met relatief weinig opneembaar stikstof in de vorm van NH_4^+ en NO_3^- ionen (Chmura et al. 2015).

In Japan is *R. japonica* var. *compacta* een pionier op lava- en asvelden (Beerling et al. 1994). Hier vestigen zich in de loop van de successie andere soorten in het centrum van oude *Reynoutria* klonen, waar de plant na verloop van tijd afsterft ("central die-back"). Het verschijnsel van "central die-back" is binnen het secundaire areaal (nog) niet waargenomen (Dassonville et al. 2007).

Experimenten (potproeven) met plantmateriaal afkomstig van de oever van de Loire in Frankrijk hebben aangetoond dat *Reynoutria*-soorten behoorlijk zouttolerant zijn (Rouifed et al. 2012). Dit verklaart het voorkomen van *Reynoutria*-vegetaties in middenbermen van gepekeld snelwegen. In Midden-Europa groeit de soort plaatselijk op met stortstenen verstevigde rivieroeveren (Sukopp & Sukopp 1988).

Tabel 3.1. Gemiddelde waarden van enkele bodemparameters in en buiten acht *R. japonica* bestanden in het Verenigd Koninkrijk (Beerling et al. 1994). N.B. de verschillen tussen de gemiddelde waarden zijn niet erg groot.

	Binnen <i>R. japonica</i>			Buiten <i>R. japonica</i>		
	gem.	min	max	gem.	min	max
pH	5,9	3,7	7,9	5,9	4,1	7,4
vocht (%)	21,7	13,8	39,9	21,7	12,2	34,2
NH_4^+ -N ($\mu\text{g/g}$)	1,8	0,0	6,0	1,2	0,0	2,3
NO_3^- -N ($\mu\text{g/g}$)	6,1	0,4	38,3	2,0	0,0	11,4
PO_4 -P ($\mu\text{g/g}$)	13,8	1,3	59,7	9,9	3,3	32,5
K ($\mu\text{g/g}$)	108,1	30,9	257,1	122,5	30,4	240,0
Ca ($\mu\text{g/g}$)	2192,4	261,0	5330,0	1797,9	89,0	4873,0
Na ($\mu\text{g/g}$)	48,5	11,7	108,5	42,4	14,4	88,4

Vegetaties

In Nederland en Duitsland worden de vegetaties met dominantie van *R. japonica* gerekend tot de Klasse der nitrofiële zomen (*Galio-Urticetea*); Zoomgemeenschappen op voedselrijke, humeuze, vochthoudende, neutrale tot zwak basische bodems. Karakteristieke soorten voor nitrofiële zomen zijn onder andere Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Kleefkruid (*Galium aparine*), Hondsdraf (*Glechoma hederacea*) en Look-zonder-look (*Alliaria petiolata*) (Stortelder et al. 1999, Böhmer et al. 2006).

In Zuid-Polen groeit *R. japonica* in rivierbegeleidende vegetaties met o.a. Rietgras (*Phalaris arundinacea*), Groot hoefblad (*Petasites hybridus*), Haagwinde (*Calystegia sepium*), Zevenblad (*Aegopodium podagraria*) en Grote brandnetel (*Urtica dioica*). Op drogere standplaatsen groeit de soort samen met o.a. Duinriet (*Calamagrostis epigejos*), Glanshaver (*Arrhenatherum elatius*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*), Dauwbraam (*Rubus caesius*) en Heermoes (*Equisetum arvense*) (Zubek et al. 2016).

3.2. Verspreiding

3.2.1 Invasiegeschiedenis potentieel verspreidingsgebied

R. japonica is tussen 1829 en 1841 door Von Siebold uit Japan in Nederland ingevoerd. Zijn kwekerij in Leiden is waarschijnlijk de bron van de meeste, zo niet alle, Japanse duizendknopen in Europa geweest. In 1848 werd de plant voor het eerst in de catalogus van "Von Siebold & Company" te Leiden vermeld. Het jaar daarvoor was de plant al door de "Maatschappij voor Land- en Tuinbouw" te Utrecht onderscheiden als belangrijkste nieuwe sierplant van het jaar 1847. In 1850 is *R. japonica* door van Siebold naar Kew gestuurd, maar mogelijk zijn er al in 1825 planten in Engeland terecht gekomen (Bailey & Conolly 2000).

R. japonica var. *compacta* is waarschijnlijk in 1841 door Von Siebold ingevoerd. Onder de naam *Polygonum pictum* wordt deze plant voor het eerst vermeld in de catalogus van 1844. De in het Verenigd Koninkrijk voorkomende planten van deze variëteit zijn waarschijnlijk afkomstig van Mount Fuji (Pashley 2003).

3.2.2 Introductieroutes

De introductieroutes worden in tabel 3.2 samengevat.

Tabel 3.2. Introductieroutes voor *R. japonica* op basis van de UNEP-classificatie van introductieroutes en vectoren (UNEP 2014).

Category	Subcategory	Primair	Secundair
Release in Nature	Release in nature for erosion control	x	
	Release in nature for landscape improvement	x	
Escape from confinement	Agriculture (including Biofuel)	x	
	Botanical garden/zoo/	x	
	Horticulture	x	
Transport contaminant	Transportation of habitat material (soil, vegetation, wood)		x
Corridor	Interconnected waterways		x

Opzettelijk

R. japonica is aanvankelijk in de handel geweest als sierplant en vanuit Azië in Europa geïntroduceerd. Sommige cultivars (var. *compacta*) worden nog steeds als tuinplant verkocht. Stengels worden nog steeds verkocht (soms als Hollandse bamboe), o.a. voor sierboeketten en als tuinmateriaal. De plant is in het verleden in Midden-Europa ook als voedergras verbouwd op akkers en aangeplant op wildakkers (Sukopp & Sukopp 1988). Nieuwe groeiplaatsen buiten tuinen zijn veelal ontstaan door dumping van tuinafval of door het storten van grond met rhizoomfragmenten.

Onopzettelijk

Bij ondeskundig beheer van bestaande groeiplaatsen, o.a. bij grondverzet en bij maaiwerkzaamheden, kunnen levensvatbare rhizoom- en stengelfragmenten verspreid worden. Rhizoom- en stengelfragmenten en zaden kunnen in het oppervlaktewater terecht komen en zich elders langs de oevers weer vestigen. Stengelfragmenten kunnen met maaiapparatuur verspreid worden (Oldenburger et al. 2017).

In Midden-Europa verloopt de uitbreiding vooral langs beek- en rivierdalen.

Rhizoomfragmenten kunnen zowel door oevererosie als door graafwerkzaamheden vrijkomen en met stromend water verspreid worden (Sukopp & Sukopp 1988, Böhmer et al. 2006).

Met transport van grond ten behoeve van o.a. woningbouw en wegeaanleg kan, indien de grond rhizomen bevat, de plant over lange afstanden verspreid worden. Groeiplaatsen in de middenberm van snelwegen zijn waarschijnlijk ontstaan door gebruik van met rhizomen

verontreinigd ophoogzand, of door het verspreiden van stengelfragmenten met maaimachines.



Figuur 3.1 bloeiende mannelijke plant van Japanse duizendknoop (Ruud Beringen).



Figuur 3.2 Uitgebloede mannelijke plant van Japanse duizendknoop bij Grijsoord (Ruud Beringen).

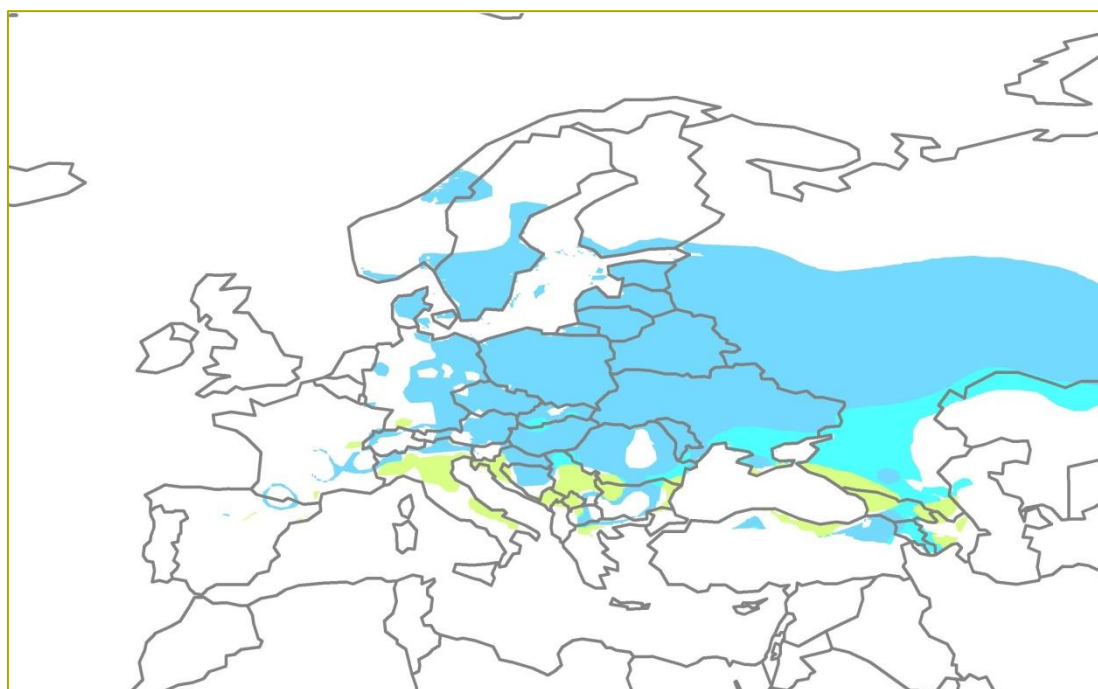
3.2.3 Klimaat en biogeografie

Klimaatmatch

Het oorspronkelijk verspreidingsgebied van *R. japonica* omvat de in tabel 3.3 genoemde Köppen-Geiger klimaatregio's (<http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/present.htm>). De gebieden binnen Europa met overeenkomstige klimaten zijn weergegeven in figuur 3.3.

Tabel 3.3 Köppen-Geiger klimaatregio's binnen het oorspronkelijke verspreidingsgebied van *R. japonica*

Code	Köppen-Geiger classificatie	Oorspronkelijk areaal in
Cwa	Temperate-Dry Winter-Hot Summer	Zuidoost-China, Noord-Vietnam
Cfa	Temperate-Without dry season-Hot Summer	Zuidoost-China, Taiwan, Japan (Kyushu, Shikoku, Honshu)
Dwa	Cold-Dry Winter-Hot Summer	Noord-Korea, Oost Rusland
Dfa	Cold-Without dry season-Hot Summer	Zuid-Korea, Japan (Honshu)
Dfb	Cold-Without dry season-Warm Summer	Japan (Hokkaido)



Figuur 3.3. De ligging van de klimaatregio Cfa, Dfa en Dfb binnen Europa.

Binnen Europa zijn de klimaatregio Dfb, Cfa en Dfa de gebieden die wat klimaat betreft overeenkomen met het klimaat binnen het oorspronkelijke verspreidingsgebied. Deze gebieden liggen vooral in Centraal- en Oost-Europa (figuur 3.3). De klimaatzone waartoe West-Europa behoort (Cfb: Temperate-Without dry season-Warm Summer) komt niet voor binnen het oorspronkelijke verspreidingsgebied.

Biogeografie voorkomen Europa

R. japonica komt binnen Europa voor in de volgende biogeografische regio's (In Bijlage 1 en Bijlage 2 uitgebreid, hieronder op hoofdlijnen samengevat):

Atlantische regio: Ierland, Verenigd Koninkrijk, Nederland, België, Frankrijk.

Continentale regio: Luxemburg, Polen, Tsjechië, Duitsland, Bulgarije, Servië.

Boreale regio: Estland, Letland, Litouwen, Finland, Zweden, Rusland.

Mediterrane regio: Cyprus, Portugal, Spanje, Italië.

Pannonische regio: Hongarije.

N.B. Binnen Slowakije, Oostenrijk, Zwitserland en Noorwegen komt de soort mogelijk voor tot in de **Alpiene regio**.

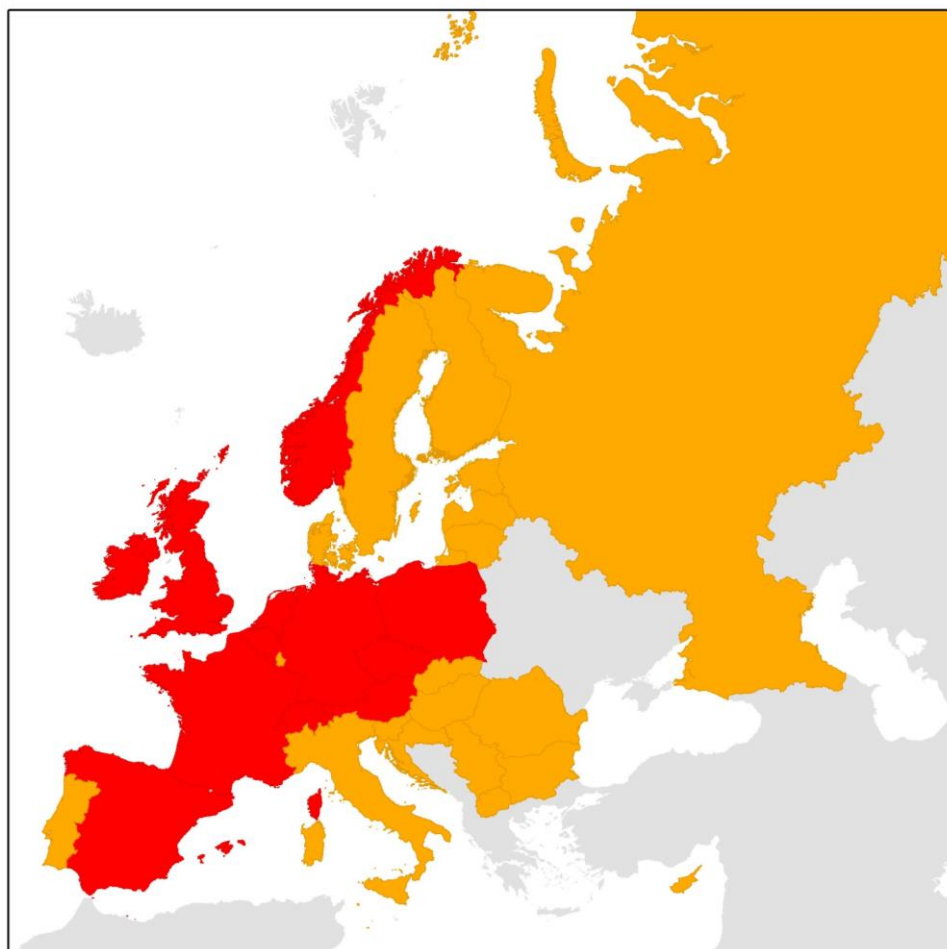
Klimaatscenario's

Klimaatmodellen voorspellen voor de toekomst hogere wintertemperaturen op hogere breedtegraden en drogere zomers. Bij deze toekomstige klimaatscenario's breidt *R. japonica* zich uit naar de hoger gelegen delen van de Midden-Europese gebergten en de noordelijke areaalgrens schuift aanzienlijk naar het noorden op in West-Noorwegen, Zweden en Finland. De oostelijke areaalgrens zal naar het oosten opschuiven en ergens tussen de Baltische staten en de Oeral komen te liggen. Delen van IJsland worden waarschijnlijk geschikt, mocht de soort hier ooit worden geïntroduceerd. Door de geringere neerslag zullen de omstandigheden in grote delen van centraal Noord-Europa en Zuid- en Zuidoost-Europa minder geschikt worden voor de soort (Beerling 1993, Beerling et al. 1995).

Aan de noordgrens van het areaal produceert *R. japonica* vanwege haar late bloei geen kiemkrachtig zaad. De vorst valt in voordat de zaadzetting voltooid is. De noordgrens waarop *R. japonica* in Noord-Amerika nog kiemkrachtig zaad zet is, waarschijnlijk ten gevolge van klimaatverandering, de afgelopen tientallen jaren 500 km naar het noorden verschoven (Groeneveld et al. 2014).

3.2.4 Voorkomen binnen EU

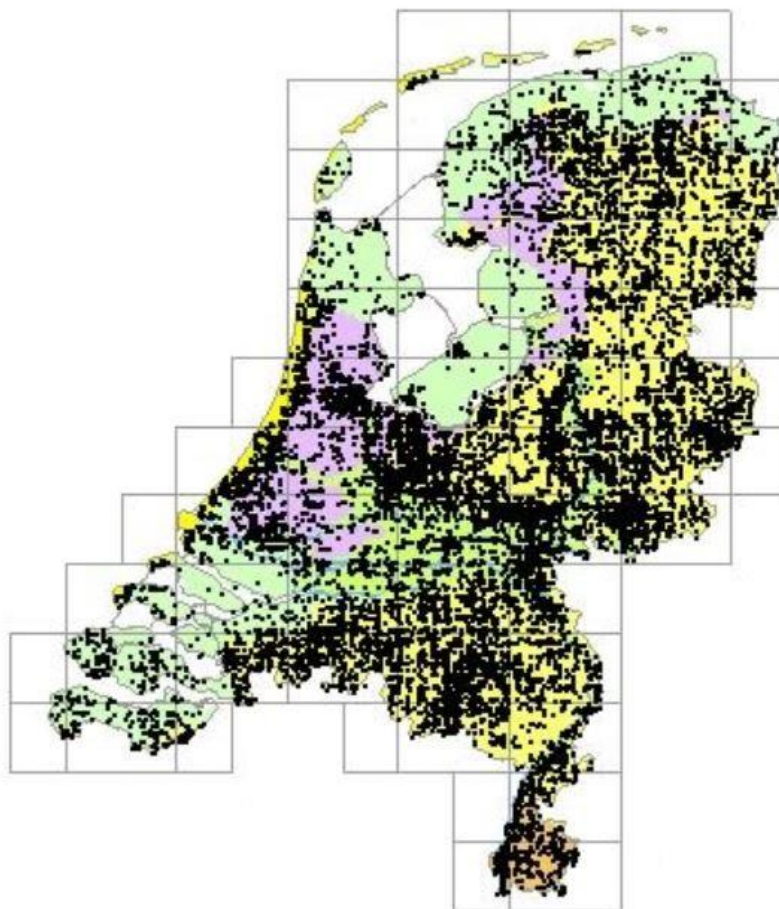
De landen binnen de Europese Unie waarin *R. japonica* is verwilderd zijn weergegeven in figuur 3.4 en Bijlage 1. De verspreiding in Nederland is weergegeven in figuur 3.5. Bij deze laatste figuur moet worden aangetekend, dat mogelijk een deel van de waarnemingen van *R. japonica* door verwisseling tot *R. x bohémica* te rekenen zijn. Dit doet echter niet af aan het verspreidingsbeeld en het algemene voorkomen van *R. japonica* in Nederland.



Verspreiding *Reynoutria japonica*



Figuur 3.4 Verspreiding en mate van invasiviteit van *Reynoutria japonica* in Europa (Bron: <https://www.cabi.org>, april 2019). N.B. andere bronnen kunnen andere of aanvullende informatie geven over verspreiding en invasiviteit dan deze kaart aangeeft.



Figuur 3.5. De verspreiding van *Reynoutria japonica* in Nederland op basis van waarnemingen in de NDFP (2019).

3.3 Impacts

3.3.1 Biodiversiteit en ecosystemen

Bodem-microflora

Extracten van rhizomen van *R. japonica* bleken bij laboratoriumexperimenten van invloed te zijn op bodem-microbiologie. De biomassa aan fungi werd niet beïnvloed, maar de totale biomassa aan microben werd soms negatief beïnvloed door toedienen van de extracten. Ten opzichte van de blanco's veranderde de samenstelling van het voedselweb en werd het aandeel van bacterie-etende nematoden, springstaarten en mijten hoger (Abgrall et al. 2018).

Het strooisel van *Reynoutria* soorten heeft een hoog C/N-quotiënt en bevat veel moeilijk afbreekbare tanninen en polyfenolen. Het traag verterende strooisel bevoordeelt schimmels boven bacteriën. In bodems onder *R. japonica* zijn schimmels 2 tot 8 keer zo talrijk als in de bodems er naast (Suseela et al. 2016, Lavoie 2017).

Bardon et al. (2014) toonden aan dat secundaire metabolieten in extracten van rhizomen en wortels van *Reynoutria*-soorten een remmende werking hadden op meerdere stammen van denitrificerende bodembacteriën. Stikstofverlies door vervluchtiging van N_2O of N_2 wordt hierdoor verminderd.

Zubek et al. (2016) vonden in Zuid-Polen binnen *R. japonica* bestanden lagere abundanties

van en minder soorten Arbusculaire Mycorrhiza Schimmels (AMF) ten opzichte van de oorspronkelijke inheemse vegetatie.

Vaatplanten

Reynoutria-soorten kennen in het voorjaar een snelle hoogtegroei en vormen al snel een dicht bladerdek. Onder *Reynoutria*-soorten hoopt zich slecht verteerbaar strooisel op van blad- en stengelresten. Deze factoren dragen bij aan de verdringing van inheemse soorten (Chmura et al. 2015).

In het noordoosten van de Verenigde Staten bleken buiten *R. japonica* bestanden 1,6-10 keer zoveel soorten aanwezig te zijn dan binnen de bestanden. Aan het eind van het groeiseizoen was de totale bovengrondse biomassa (kg/m²) binnen de *R. japonica* bestanden 1,8-5,2 maal zo hoog en bevatte 2-6 maal zoveel C en N als de vegetatie buiten de *Reynoutria* bestanden. Binnen *R. japonica* vegetaties in de ondergroei van bossen vestigen zich geen of weinig zaailingen van bomen (Aguilera et al. 2010, van Oorschot et al. 2017).

Bij vergelijking van zes *R. japonica* bestanden in België met locaties ernaast werden in de *Reynoutria* bestanden minder soorten aangetroffen. Binnen de *Reynoutria* varieerde het aantal soorten van 1 tot 6, daarbuiten van 4 tot 24. Bij 3 van de 6 locaties werden er buiten *Reynoutria* zelf geen andere planten waargenomen (Dassonville et al. 2007). Bij een vergelijkbaar onderzoek in Zwitserland vonden Stoll et al. (2012) 50% minder soorten binnen de *Reynoutria*-bestanden. Alleen de aantallen vroegbloeiende éénjarigen gaven geen significante verschillen.

Bij vergelijking van de allelopathische werking van chemische verbindingen uit de wortels van uit China en uit Zwitserland afkomstige *R. japonica* planten, bleek dat de verbindingen uit de Zwitserse planten een sterkere remmende werking hadden op de ontkieming van zaden van *Lepidium sativum* (Fan et al. 2010).

Bij laboratoriumproeven vonden Moravcová et al. (2011) dat extracten van gedroogd blad van *R. japonica* een remmende (phytotoxische) werking hadden op de kieming van zaden van *Urtica dioica*, *Calamagrostis epigejos* en *Lepidium sativum*, hoewel het remmende effect geringer was dan bij *R. x bohemica* en *R. sachalinensis*.

In een laboratoriumexperiment bleek dat percolaten van grond waarin *R. japonica* groeide de groei van stekken van *Populus nigra* en *Salix viminalis* remde. De ontwikkeling van stekken van *Salix atrocinerea* werd niet afgeremd. Dit doet vermoeden dat *R. japonica*, door afscheiding van polyfenolen, direct of indirect, een allelopathisch effect heeft op de groei van sommige *Salicaceae*-soorten (Dommanget et al. 2014).

In Duitsland is geconstateerd dat *R. japonica* kan binnendringen in nagenoeg alle Ruigte- en Ruderaal-vegetaties (Convolvulion, Aegopodion, Arction en Dauco-Melilotion) en daar tot dominantie kan komen (Böhmer et al. 2006).

Invertebraten

Bij vergelijking van rivierbegeleidende graslanden en bossen bleek dat wanneer deze habitats begroeid waren met opgaande duizendknopen (*R. japonica*, *R. sachalinensis*, *R. x bohemica*) er niet alleen minder plantensoorten groeiden maar er ook minder ongewervelde dieren aanwezig waren. De biomassa met ongewervelden was in niet verstoorde habitats twee keer zo hoog als in met Duizendknopen begroeide habitats (Gerber et al. 2008).

Stoll et al. (2012) vonden in oeverbegroeiingen langs een Zwitsers riviertje binnen *R. japonica* bestanden gemiddeld minder soorten slakken. Vooral grote en langlevende huisjesslakken (huisjes ≥ 5 mm en > 2 jaar levend), zoals de Wijngaardslak (*Helix pomatia*) namen af, terwijl naaktslakken (zowel kleine als kortlevende) minder afnamen. De kleine huisjesslak *Vertigo pusilla* kwam met hogere abundanties voor in de *R. japonica* bestanden. Rivierbegeleidende vegetaties in Ierland en Noord-Ierland met hoge bedekkingen van *R. japonica* (gem. bedekking 53%) waren in de bloeitijd bloemrijker dan vegetaties met in hoofdzaak inheemse soorten (bedekking *R. japonica* gem. 1,7%). Zowel de totale diversiteit aan insecten, als de abundantie van hommels en zweefvliegen waren hoger in de door *R. japonica* gedomineerde vegetaties dan in de overwegend inheemse vegetaties, ondanks dat

de planten in Ierland mannelijk steriel zijn en geen pollen produceren. Tijdens de bloeitijd van *R. japonica* (van eind augustus tot in september) zijn er relatief weinig bloeiende inheemse planten (Davis et al. 2018).

Bij het vergelijken van de vraat van vier herbivoren; de Spaanse wegwak (*Arion lusitanicus*), de nachtvlinder Huismoeder (*Noctua pronuba*), de Greppelsprinkhaan (*Metrioptera roeselii*) en de kever Groen zuringhaantje (*Gastrophysa viridula*) aan de inheemse soorten Ridderzuring (*Rumex obtusifolius*) en Paardenbloem (*Taraxacum officinale*) met de vraat aan *R. japonica*, *R. x bohemica*, *R. sachalinensis* en *Fallopia baldschuanica* bleek dat de *Reynoutria*- en *Fallopia*-soorten minder gegeten werden dan de beide inheemse soorten. *R. japonica* werd het minst graag gegeten door alle vier de herbivoren (Krebs et al. 2011).

Vertebraten

Bij een onderzoek in langzaam stromende beken in Schotland bleek dat de bedekking van *R. japonica* en Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) op de oever geen effect had op de totale biomassa en de dichtheid van Atlantische forel (*Salmo trutta*) en Zalm (*Salmo salar*) in totaal. De dichtheid van alleen Zalm vertoonde echter een positieve correlatie en de dichtheid van Atlantische forel een negatieve correlatie met de bedekking van de beide plantensoorten op de oever. Ook de verhouding tussen aquatische en terrestrische invertebraten in de maaginhoud werd niet beïnvloed door hoge bedekkingen van deze soorten (Seeney 2016).

Langs transecten van 50 meter, waarvan 25 meter in *R. japonica* begroeiingen en 25 meter in de oorspronkelijk inheemse vegetatie lag, vonden Maerz et al. (2005) gewichtstoename bij de meeste Groene kikkers *Lithobates clamitans* (synoniem: *Rana clamitans*) binnen de oorspronkelijke vegetatie en geen gewichtstoename bij de kikkers in de *R. japonica* bestanden. Dit duidt erop dat de habitatkwaliteit voor Groene kikkers verslechterd vanwege de verminderde abundantie van ongewervelden na het verschijnen van *R. japonica*.

3.3.2 Rode Lijst soorten en beschermde soorten

Er zijn geen publicaties gevonden die een effect van Japanse duizendknoop op Rode-lijstsoorten of beschermde soorten laten zien in Europa. Ook navraag bij een aantal kenners van exoten in natuurgebieden levert geen voorbeelden op van afname van beleidsrelevante soorten (Mond. med. Henk Siebel en Max Simmelink). In Nederland groeit Japanse duizendknoop vooral op plekken waar tuinafval is gestort. Plaatsen waar tuinafval wordt gedumpt zijn over het algemeen voedselrijke bosranden en ruigtevegetaties waar weinig zeldzame of beschermde soorten groeien.

3.3.3 EU-habitats

R. japonica groeit veelal in door mensen verstoorte habitats, zoals braakliggende terreinen, ruderaal gebied, niet of zeer extensief beheerde bermen langs wegen of spoorlijnen. De meeste groeiplaatsen liggen meestal in de buurt van stedelijk gebied en zijn ontstaan uit tuinontsnappingsen of dumping van tuinafval. Daardoor kan de soort in een breed scala aan biotopen worden aangetroffen. Natuurlijke habitats waar de soort zich kan vestigen, handhaven en uitbreiden zijn vooral rivier- en beekdalen. Vocht en nutriënten zijn hier in ruime mate beschikbaar. De planten hebben het vermogen om in het voorjaar vanuit hun rhizomen door lagen in de winter afgezet sediment heen te groeien. Door erosie of sedimentatie ontstane open plekken bieden vestigingsmogelijkheden voor zaden en losgespoelde rhizoomfragmenten, die vanuit bovenstroomse gebieden worden aangevoerd. In Baden-Württemberg werden begin jaren negentig van de vorige eeuw al vele tientallen kilometers beek- en rivieroever volledig door *Reynoutria*-soorten gedomineerd (Kretz & Vogtsburg 1994).

In Midden-Europa worden ook oeverruigten met soorten als o.a. Groot hoefblad (*Petasites hybridus*) en Haagwinde (*Convolvulus sepium*) volledig door *R. japonica* verdrongen (Sukopp & Sukopp 1988). Deze vegetaties met hoogopgaande kruiden kunnen gerangschikt

worden onder Habitattype **6430 “Voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland, en van de montane en alpiene zones”**, **Hydrophilous tall herb fringe communities of plains and of the montane to alpine levels** (Anonymus 2013b). De oppervlakte binnen Natura2000 met dit habitattype is voor de verschillende EU-landen weergegeven in Bijlage 6a.

In Midden-Europa groeit *R. japonica* vooral op standplaatsen van het *Stellario-Alnetum glutinosae* en het *Stellario-Petasitetum*. Karakteristieke soorten als Groot hoefblad (*Petasites hybridus*) en Bosmuur (*Stellaria nemorum*) kunnen op den duur geheel door *R. japonica* verdrongen worden. De bosverjonging wordt geblokkeerd omdat jonge boompjes door lichtgebrek niet onder *R. japonica* kunnen groeien (Sukopp & Sukopp 1988). In het Verenigd Koninkrijk komt *R. japonica* vooral voor op standplaatsen van de plantengemeenschappen *W6 Alnus glutinosa-Urtica dioica woodland* en Wilgenbossen behorend tot het *Salicion albae* (Beerling et al. 1994). Deze bosgemeenschappen kunnen gerangschikt worden onder het Habitattype **91E0 “Bossen op alluviale grond met Alnus glutinosa en Fraxinus excelsior”**, **Alluvial forests with Alnus glutinosa and Fraxinus excelsior (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)** (Anonymus 2013b). De oppervlakte binnen Natura2000 met dit habitattype is voor de verschillende EU-landen weergegeven in Bijlage 6b.

De Natura2000-gebieden in Nederland waarbinnen *R. japonica* is aangetroffen zijn weergegeven in Bijlage 5. Vanwege mogelijke verwisseling met *R. x bohemica* behoort mogelijk een deel van de waarnemingen tot deze soort. *R. japonica* is binnen 91 (mogelijk 116) Natura2000-gebieden in Nederland waargenomen. Het voorkomen binnen een Natura2000-gebied hoeft niet te betekenen dat de soort ook binnen een te beschermen EU-habitattype groeit.

Samenvattend lijkt het er op dat *R. japonica* vooral in Midden-Europa al een bedreiging is voor habitattypen in rivier- en beekbegeleidende gebieden. In Nederland komt verwildering in dergelijke biotopen in bescheiden mate voor, maar dit zou in de toekomst kunnen veranderen, gezien de situatie in Midden-Europa.

3.3.4 Fysisch-chemische eigenschappen en structuur van ecosystemen

Onder *R. japonica* worden in de bovenste 10 cm van de bodem hogere concentraties van de mineralen K, Mg en Mn aangetroffen vergeleken met vergelijkbare bodems die begroeid waren met inheemse vegetatie. De totale biomassa van een vegetatie van *R. japonica* was 4,2 (3-13) maal zo groot als die van de inheemse vegetatie. De gehalten van enkele mineralen in de bovengrond onder *R. japonica* waren hoger dan onder de inheemse vegetatie: Cu (+45%), K (+34%), Mg (+49%), Mn (+61%), P (+44%) en Zn (+75%). Dit duidt er op dat netto transport van mineralen vanuit de diepe ondergrond naar de bovengrond plaatsvindt in *Reynoutria*-bestanden (Vanderhoeven et al. 2005, Dassonville et al. 2007).

Bodemparameters zoals de beschikbaarheid van kationen en fosfaat worden beïnvloed door *Reynoutria*, maar de richting waarin is sterk afhankelijk van de locatie. Op locaties met lage gehalten nemen de waarden toe na het verschijnen van *Reynoutria*, terwijl op locaties met hoge waarden de waarden afnemen na het verschijnen van *Reynoutria*. Het verschijnen van *Reynoutria* leidt lokaal dus tot homogenisatie/nivellering van bodemparameters (Dassonville et al. 2007).

De omzetting van nitraat naar stikstof (denitrificatie) in de bodem onder *R. japonica* en *R. x bohemica* wordt geremd, o.a. door een verminderde dichtheid van denitrificerende bacteriën. Door verschuivingen in de samenstelling van de bodemmicroflora onder *Reynoutria*-soorten vermindert de activiteit van ammonia en nitriet oxiderende (nitrificerende) bacteriën. Door het grote bladoppervlak verdampen *Reynoutria* soorten veel water. Het vochtgehalte in bodems onder *Reynoutria* bestanden is gemiddeld lager dan in de directe omgeving. Door het lagere vochtgehalte zijn de bodems zuurstofrijker en deze goede doorluchting remt

waarschijnlijkheid de denitrificatie door anaerobe bacteriën. Verlies van stikstofverbindingen door uitspoeling en vervluchtiging is naar verwachting geringer (Dassonville et al. 2011). Ook Beerling et al. (2009) vonden onder *Reynoutria* vegetaties significant hogere NO_3^- -N gehalten dan er buiten (tabel 3.1).

Het strooisel onder *Reynoutria* soorten heeft een hoog C/N-quotiënt, omdat veel (60%) van de in het blad aanwezige stikstof in het najaar (voor bladval) wordt opgeslagen in het wortelgestel. Het strooisel verteert langzaam. In *Reynoutria* vegetaties ligt de pH gemiddeld iets lager dan onder vegetaties met inheemse soorten onder vergelijkbare omstandigheden (Aguilera et al. 2010, Dassonville et al. 2011).

Op Mount Fuji in Japan is *R. japonica* een pionier soort op lavavelden. De soort groeit hier onder voedselarme (stikstofarme) omstandigheden in cirkelvormige klonen. Bij onderzoek is aannemelijk gemaakt dat 1) stikstof opgenomen in het centrum van een kloon via de rhizomen naar de periferie van de kloon getransporteerd wordt en dat hierdoor de kloon in staat gesteld wordt zich zijdelings uit te breiden, en 2) jonge scheuten aan de buitenkant de naar de periferie verplaatste stikstof vooral in het voorjaar benutten en later in het seizoen de stikstof met hun eigen wortels gaan opnemen (Adachi et al. 1996).

In het Noordoosten van de Verenigde Staten verdampt *R. japonica* 10,4 mm water per m^2 (2,1 liter per m^2 blad). Beekbegeleidende vegetaties met *R. japonica* zijn hierdoor in staat het peil in beken significant te verlagen (Vanderklein et al. 2014).

3.3.5 Ecosysteemdiensten

Productverstrekkingsdiensten

De jonge scheuten kunnen in het voorjaar als Asperges gegeten worden. Als vervanger van Rabarber kunnen de jonge scheuten gebruikt worden voor de bereiding van taarten, sappen, chutneys, moes en jam. De tot meel gemalen zaden kunnen gebruikt worden als smaakstof, als bindmiddel in soepen of gemengd worden met meel van granen voor de bereiding van brood of cake. Ook de wortels worden soms gegeten (pfaf.org, eattheweeds.com). De plant kan ook worden gebruikt voor de bereiding van wijn en bier (Hamilton 2011).

Reynoutria-soorten bevatten veel biologisch actieve stoffen, met name polyfenolen. De rhizomen van *R. japonica* (In China aangeduid met Hu zhang, in Japan als Itadori) worden in de traditionele Oost-Aziatische geneeskunde gebruikt voor de behandeling van o.a. ontstekingen, infecties, influenza, huidziekten, brandwonden, slangenbeten en te hoge cholesterolwaarden. De rhizomen bevatten hogere gehalten aan de werkzame stoffen resveratrol, piceid, catechin en epicatechin dan de jonge spruiten. De in de herfst geogoste rhizomen van *R. japonica* zijn rijker aan resveratrol dan de andere *Reynoutria* soorten en bevatten ook meer resveratrol dan groente, fruit, druiven of wijn (Vrchotova et al. 2007, Frantik et al. 2013, Nhiem et al. 2014, Nawrot-Hadzik et al. 2019, PFAF 2019). Gekneusde bladeren worden uitwendig toegepast bij o.a. zweren en snijwonden. Er is aangetoond dat extracten van de plant een remmende werking op tumoren hebben (PFAF 2019).

Weefsels van katoen- en bamboevezels kunnen geverfd worden met een extract uit de rhizomen van *R. japonica*. Vanwege de aanwezigheid van bioactieve verbindingen in het rhizoomextract hebben de weefsels tevens een antibacteriële werking tegen *Staphylococcus aureus* (Gorjanc et al. 2016).

Van pulp gemaakt van de gedroogde stengels kan papier gemaakt worden. Het papier is geschikt voor het maken van zakken, kranten en schrijfpapier (<https://www.vokasnaga.si/en/circular-economy>, <https://www.whiteleafpaper.com/shop>)

R. japonica is een goede drachtplant en wordt in het najaar, als er weinig inheemse planten bloeien, volop door honingbijen bezocht. De plant zou in het verleden ook door bijenhouders zijn aangeplant (Beerling et al. 1994, Böhmer et al. 2006, Davis et al. 2018, <http://www.iucngisd.org>).

Regulerende diensten

In Japan worden zowel *R. japonica* als *R. sachalinensis* aangeplant ter stabilisering (erosiebescherming) van wegbermen (Pashley 2003).

Buiten het oorspronkelijk verspreidingsgebied heeft *R. japonica* juist de reputatie dat oevers begroeid met deze soort gevoeliger zijn voor erosie. Het wortelstelsels van *Reynoutria* soorten bevat geen of weinig fijn vertakte wortels in de bovengrond. Omdat er in *Reynoutria* opstanden praktisch geen andere soorten groeien is de bovengrond slecht doorworteld en erosiegevoelig. Bij hoge waterafvoeren in de winter spoelt de bodem daardoor gemakkelijk weg (Kretz & Vogtsburg 1994). Er zijn ook vermeldingen dat *R. japonica* de sedimentatie bevordert: “Zijn weinig elastische, meer dan een duim dikke, bovengrondse stengels verminderen de stroomsnelheid tijdens hoogwater, bevorderen de sedimentatie en dragen bij aan de ophoging van de oevers, dat nadelig voor de waterafvoer kan zijn.” (oorspronkelijke tekst: “Seine wenig elastischen, Uberdaumendicken, oberirdischen Sprosse vermindern die Fliessgeschwindigkeit des Hochwassers, fangen das Getreibsel, fördern die Sedimentation und tragen zur Aufhöhung des Ufers bei, was für den Abfluss von Nachteil sein kann”). (Lohmeyer 1969, 1971 in Sukopp en Sukopp 1988). Samenvattend zou geconcludeerd kunnen worden dat in wateren met periodiek hoge winterafvoeren *Reynoutria* bestanden de oevererosie bevorderen; in langzaam stromende (benedenstroomse) wateren zal de invloed eerder erosie remmend zijn en wordt mogelijk sedimentatie bevordert.

3.3.6 Volksgezondheid & economie

Volksgezondheid

Reynoutria soorten bevatten relatief veel oxaalzuur. Hoewel niet giftig kan oxaalzuur verbindingen aangaan met mineralen als calcium en magnesium, waardoor deze niet meer door het lichaam opgenomen kunnen worden en er tekorten kunnen ontstaan. Personen met aanleg voor reuma, artritis, jicht en nierstenen moeten voorzichtig zijn met het eten van Japanse duizendknoop. Bij traditionele bereiding van Duizendknoop gerechten wordt het oxaalzuur verwijderd door spoelen met water of door middel van zout (PFAF 2019).

Veiligheid personen, infrastructuur

Op dammen en dijken begroeid met *Reynoutria*-soorten wordt de grasmat verdrongen. Deze zijn daardoor gevoeliger voor erosie en kunnen bij hoge waterafvoeren eroderen. Individuele stenen in bestratingen of steenglooiingen kunnen uit het verband raken doordat ze door rhizomen omhoog worden gedrukt. (Kretz & Vogtsburg 1994).

Op enkele plaatsen waar *Reynoutria*-soorten dicht op de weg groeien en het zicht belemmeren worden extra maaibeurten ingezet, deels vermoedelijk om onveilige verkeerssituaties te beperken (eigen waarneming, Baudewijn Odé).

Socio-economische impact

In het Verenigd Koninkrijk wordt de aanwezigheid van *R. japonica* op een afstand van minder dan 7 meter van gebouwen gezien als een risico op beschadiging van de constructie. Grond waarop *R. japonica* groeit wordt in het Verenigd Koninkrijk gezien als “controlled waste”. Sanering en/of afvoer van de grond is daarom kostbaar; de totale kosten in het Verenigd Koninkrijk worden wel op 166 miljoen pond per jaar geschat. Aanwezigheid van *R. japonica* op een kavel kan voor hypotheekverstrekkers een reden zijn om geen hypotheek te verstrekken. Uit een enquête onder aannemers en beheerders van onroerend-goed en veldonderzoek aan bouwvallen met en zonder *R. japonica* in de nabijheid, bleek er echter geen bewijs te zijn voor de veronderstelling dat *R. japonica* significante schade aan

gebouwen kan toebrengen. Planten die de meeste schade aan gebouwen toebrengen zijn houtige gewassen. De rhizomen van *R. japonica* groeien bijna nooit verder dan 4 meter van de bovengrondse stengels vandaan en meestal niet verder 2-2,5 meter. De bewering dat *R. japonica* in staat is "door beton heen te groeien" wordt door geen enkel bewijs gestaafd. De top van het rhizoom is opmerkelijk zacht en flexibel en in staat om langs obstakels en door al bestaande scheuren en naden te groeien (Fennel et al. 2018, figuur 3.6).

In de bosbouw kan de natuurlijke verjonging op kapvlakten belemmerd worden als daar *Reynoutria* bestanden aanwezig zijn (Kretz & Vogtsburg 1994). Binnen *Reynoutria*-bestanden vestigen zich geen of weinig zaailingen van bomen (Aguilera et al. 2010, van Oorschot et al. 2017).

In de Verenigde Staten is *R. japonica* lokaal (Missouri) aangetroffen als akkeronkruid (Fishel 1999 in Barney et al. 2006). Lokaal komt de soort ook in Europa in randen van agrarische percelen voor (mond. med. J. Leferink).

In Nederland is er de laatste jaren duidelijk meer aandacht voor economische schade van Aziatische duizendknopen. Weg- en waterbeheerders worden geregeld aangesproken op hun verantwoordelijkheid als aangrenzende particuliere terreinen vanuit hun beheergebied worden gekoloniseerd. Particulieren zoeken in toenemende mate naar mogelijkheden om besmettingen in hun tuin te bestrijden (eigen waarneming, FLORON & Radboud Universiteit).



Figuur 3.6 Basterdduizendknoop dringt door spleet in asfalt (Ruud Beringen).

4 *Reynoutria × bohemica*

4.1 Soortbeschrijving

4.1.1 Taxonomie

Taxonomische boom

Rijk: *Plantae*

Fylum: *Tracheophyta*

Klasse: *Magnoliopsida*

Orde: *Caryophyllales*

Familie: *Polygonaceae*

Sub-Familie: *Polygonoideae*

Tribus: *Polygoneae*

Genus: *Reynoutria*

4.1.2 Nomenclatuur

Wetenschappelijke naam

Reynoutria × bohemica J. Chrtek & A. Chrtková

Synoniemen

Fallopia × bohemica (Chrtek & Chrtková) J.P. Bailey

Fallopia sachalinensis var. *intermedia* (Tatew.) K.Yonekura & Hiroyoshi Ohashi

Polygonum × bohemicum (Chrtek & Chrtková) Zika & Jacobson

Polygonum sachalinense var. *intermedium* Tatew.

Reynoutria × vivax J. Schmitz & K.J. Strank

Reynoutria × mizushimae Yokouchi ex T. Shimizu

Reynoutria sachalinensis var. *intermedia* (Tatew.) Miyabe & Kudô

Nederlandse naam

Basterdduizendknoop, Bastaardduizendknoop, Boheemse duizendknoop.

Handelsnaam

Geen gangbare handelsnaam bekend, de naam Bastaard-duizendknoop wordt een enkele keer gebruikt.

Engelse naam: Bohemian knotweed

Duitse naam: Bastard Staudenknöterich

Franse naam: Renouée de Bohême

N.B. ondanks een duidelijke taxonomie, kent dit taxon een grote variatie en zijn er overgangen naar de beide oudersoorten, *R. japonica* en *R. sachalinensis*.

4.1.3 Areaal

Reynoutria × bohemica is de kruising tussen *R. japonica* en *R. sachalinensis*. Deze hybride is ontstaan buiten het oorspronkelijke verspreidingsgebied van de oudersoorten. Binnen het oorspronkelijke verspreidingsgebied van de oudersoorten groeien de soorten geografisch en ecologisch gescheiden.

R. × bohemica komt in Europa zowel als tetraploïd, als hexaploïd of als octoploïd voor. De hexaploïde vorm is in Europa het meest algemeen (tabel 4.1) (Bailey & Wisskirchen 2006, Tiébré et al. 2007b, Krebs et al. 2010, Mandak et al. 2003/2004).

Het percentage *R. × bohemica* van alle bemonsterde Duizendknopen in Europa, varieert per gebied en ligt gemiddeld tussen de 3% en de 55% (tabel 4.1). Onder andere in Tsjechië gedraagt *R. × bohemica* zich invasiever dan de beide oudersoorten en verspreid zij zich

sneller (Mandak et al. 2004). Het actuele aandeel van *R. x bohemica* in de totale Duizendknoop-populatie zal tegenwoordig waarschijnlijk hoger liggen dan de percentages in tabel 4.1.

In het westen van Noord-Amerika is *R. x bohemica* tegenwoordig de meest algemene Duizendknoop (Gaskin et al. 2014). *R. x bohemica* is pas in 1997 voor het eerst in Japan gevonden en toen beschreven als *Reynoutria x mizushima* Yokouchi ex T. Shimizu. In Japan is het de hybride tussen *R. japonica* var. *uzenensis* en *R. sachalinensis* (Galasso et al. 2009). Alhoewel zowel *R. japonica* als *R. sachalinensis* in noord Japan (Honshu) voorkomen groeien ze in ongestoorde gebieden niet in elkaars nabijheid. Beide soorten worden tegenwoordig als erosiebescherming aangeplant in wegbermen. Dit heeft ertoe geleid dat in verstoorde gebieden rondom stedelijk gebied hybriden in toenemende mate worden gevonden (Pashley 2003).

In Noord-Amerika en Europa is de genetische variatie binnen *R. x bohemica* veel groter dan binnen *R. japonica* (Gaskin et al. 2014, Krebs et al. 2010).

Tabel 4.1. Aandelen van *R. japonica*, *R. sachalinensis* en *R. x bohemica* en aandelen van verschillende chromosoomgetallen (ploëdie) bij *R. x bohemica*, beiden als % van het totaal aantal bemonsterde groeiplaatsen.

Gebied	Aandelen taxa <i>Reynoutria</i> (%)			Aandelen ploëdie <i>R. x bohemica</i> (%)				Bron
	<i>japonica</i>	<i>sachalinensis</i>	<i>x bohemica</i>	aneuploïd	2n=44	2n=66	2n=88	
Tsjechië	67.6	13.2	19.2	0	2.1	92.5	5.3	Mandak et al. 2003/2004
V.K.	87	10	3	0	21	75	4	Bailey & Wisskirchen 2006
België	49	8	43	3	3	84	10	Tiébré et al. 2007b
Duitsland & Zwitserland	68	8	24	0	0	100	0	Krebs et al. 2010
westelijk Noord Amerika	15.2	13.5	71.3	-	-	-	-	Gaskin et al. 2014
Duitsland (Rijnland)	?	?	55	-	-	-	-	Buhk & Thielsch 2015

4.1.4 Kenmerken

R. x bohemica lijkt veel op *R. japonica* en in mindere mate op *R. sachalinensis* (zie Bijlage 4). Vooral de hexaploïde vorm lijkt veel op *R. japonica* var. *japonica* (Tiébré et al. 2007b).

4.1.5 Voortplanting en dispersie

Levenscyclus

De levenscyclus is zeer verwant met die van *R. japonica*. We herhalen daarom hier de tekst van deze soort. De spruiten lopen begin april uit. In het voorjaar groeien vooral de bovengrondse delen. Vanaf half april tot juni kan de plant onder gunstige omstandigheden groeisnelheden tot 40 cm in 4 dagen bereiken. Midden juni bereiken de planten ongeveer hun maximale hoogte. De bloeitijd loopt van eind augustus tot in oktober. In augustus tot november worden de assimilaten vooral in de rhizomen geïnvesteerd. In de maand augustus is (in het Verenigd Koninkrijk) de toevoer van assimilaten naar ondergrondse organen het grootst. In september kan de biomassa van de rhizomen 18 maal zo hoog zijn als die in mei. Bij de eerste vorst sterven de planten bovengronds af. De bruine stengels blijven de hele winter en een deel van het volgende groeiseizoen staan (Beerling et al. 1994, Seiger & Merchant 1997, Price et al. 2001, Jones et al. 2018). Japanse duizendknopen vormen geen zaadbank (transient seed-bank); de zaden behouden hun kiemkracht niet lang en kiemen in het voorjaar of in de eerstvolgende herfst (Tiébré et al. 2007a). Zaden van sommige planten van *R. japonica* en *R. sachalinensis* uit Slovenië kiemden echter pas het tweede jaar (Strgulc Krajšek & Dolenc Koce 2015).

Voortplanting

R. x bohemica is waarschijnlijk op meerdere locaties onafhankelijk van elkaar ontstaan door hybridisatie tussen *R. japonica* en *R. sachalinensis*. Zowel in Noord-Amerika (Groeneveld et al. 2014, Gaskin et al. 2014) als in Europa (Hollingsworth & Bailey 2000a) is de genetische diversiteit groter dan bij *R. japonica* en komen er zowel mannelijke fertiele als mannelijk steriele klonen voor. Dit in tegenstelling tot *R. japonica*, die in Europa meestal mannelijk steriel is. In veel gebieden is *R. x bohemica* de belangrijkste bestuiver van *R. japonica* (Groeneveld et al. 2014, Tiébré et al. 2007a, Krebs et al. 2010). In tegenstelling tot *R. japonica* kunnen nieuwe vestigingen van *R. x bohemica*, in ieder geval in Noord-Amerika, zowel uit zaden als door vegetatieve verspreiding ontstaan (Groeneveld et al. 2014, Gaskin et al. 2014).

Bestuivers

De bloemen van *Reynoutria* soorten produceren veel nectar en worden door een breed scala aan insecten bezocht en - waar de geslachtsverdeling het toelaat - bestoven.

Hybriden

R. x bohemica kan terugkruisen met *R. japonica* en *R. sachalinensis* (Bailey et al. 2007). In veel publicaties wordt dan ook gesproken over het "Japanese knotweed complex", waarmee *R. japonica* s.l. en hybriden en terugkruisingen worden aangeduid.

Dispersie

Zaden van *R. x bohemica*, bewaard op kamertemperatuur, bleven 4 jaar kiemkrachtig (Beerling et al. 1994). Bij drijfexperimenten bleek dat na bijna 2 dagen 50% van de vruchten van *R. x bohemica* nog dreef. Na drie dagen begonnen de zaden te ontkiemen en bleven ook de kiemplanten drijven. Vergeleken met zaaïen in de grond, bevorderde blootstelling aan water zowel de kieming als de overleving van kiemplanten significant. Zowel de zaden als de kiemplanten kunnen door stromend water verspreid worden (Rouifed et al. 2011). Het drijfvermogen is positief gecorreleerd met de oppervlakte van de vleugels op het vruchtje. Ronde vruchtjes hebben meer drijfvermogen dan langwerpige vruchtjes. Er zijn duidelijke verschillen tussen de verschillende populaties van *R. x bohemica* wat betreft de vorm van de vruchten (Lamberti-Raverot et al. 2017).

Vegetatieve verspreiding

Bij experimenten in tuinen bleek dat stengel- en rhizoomfragmenten van de verschillende *Reynoutria* soorten uit kunnen groeien tot nieuwe planten (Bimova et al. 2003). Voorwaarde voor regeneratie is dat minstens één knoop in het stengelfragment aanwezig is. Regeneratie vanuit rhizomen verloopt zowel bij *R. japonica* (var. *japonica* en var. *compacta*), als *R. x bohemica* beter dan bij regeneratie vanuit stengelfragmenten. Alleen bij in het water drijvende fragmenten is de regeneratie van stengelfragmenten succesvoller dan die van rhizoomfragmenten. Het regeneratievermogen is bij *R. x bohemica* en bij *R. japonica* var. *compacta* overall het grootst en bij *R. sachalinensis* het laagst. Begraven stengelfragmenten van *R. japonica* var. *japonica* vertoonden geen regeneratie. Begraven rhizoomfragmenten van *R. japonica* var. *japonica* regeneerden relatief goed op relatief voedselarme zandbodems. Bij de regeneratie vanuit fragmenten zijn bij *R. x bohemica* duidelijke verschillen tussen de verschillende genotypen vastgesteld (Pysek et al. 2003). Hoewel in Oost-Canada zaden gevormd worden, is de verspreiding langs rivieren hier in hoofdzaak vegetatief, d.m.v. rhizoom- en stengelfragmenten. De kolonisatie van rivieroeveren begint aanvankelijk bij steden en dorpen, waarna de planten zich vanuit deze vestigingen verder verspreiden (Duquette et al. 2016).

4.1.6 Standplaats en ecologie

R. x bohemica groeit op niet of zeer extensief beheerde, vrij voedselrijke, lichte standplaatsen. Vaak wordt de soort in lijnvormige groeiplaatsen aangetroffen langs waterlopen, akkerranden, bosranden, weg of spoorbermen, heggen en houtwallen.

Vlakvormige vegetaties kunnen zich ontwikkelen op braakliggende terreinen of in lichte loofbossen met Populieren of Wilgen (NDFP 2019, Dassonville et al. 2011). In Canada en de Verenigde Staten groeit *R. x bohemica* in hoofdzaak in rivierbegeleidende vegetaties (o.a. Duquette et al. 2014). De pH onder *R. x bohemica* groeiplaatsen is in België en Frankrijk gemiddeld 6,8 (5,8-7,6) (Dassonville et al. 2011). In Poolse rivierdalen groeit *R. x bohemica* op locaties met relatief hoge gehalten opneembaar stikstof in de vorm van NH_4^+ en NO_3^- ionen (Chmura et al. 2015). Vergeleken met *R. japonica* en *R. sachalinensis* komt *R. x bohemica* in Tsjechië meer buiten het bebouwd gebied voor (Mandak et al. 2004). Aan de oostkust van de V.S. hebben hybriden (F1 en terugkruisingen) zich recent gevestigd in zoute kustmoerassen (Richards et al. 2008, Walls 2010). Rhizomen van *R. x bohemica* overleven blootstelling aan zoutoplossingen met concentraties tot 120 mg/l (Rouified et al. 2012).

4.2. Verspreiding

4.2.1 Invasiegeschiedenis potentieel verspreidingsgebied

Reynoutria x bohemica is in 1983 voor het eerst beschreven in het toenmalige Tsjechoslowakije. Later bleek dat de plant al veel langer in Europa aanwezig moest zijn geweest. In het Verenigd Koninkrijk werd herbariummateriaal gevonden van planten die al in 1872 verzameld waren. Deze planten waren oorspronkelijk afkomstig uit een kwekerij. Aangenomen wordt dat *R. x bohemica* in Europa, meerdere malen onafhankelijk van elkaar, ontstaan is in kwekerijen, in parken of botanische tuinen of in het wild door hybridisatie tussen *R. japonica* en *R. sachalinensis* (zie Bijlage 7). *R. x bohemica* heeft zich waarschijnlijk ook kunnen verspreiden door de uitwisseling van zaden tussen botanische tuinen omdat zaden van *R. japonica* in Europa eigenlijk alleen kunnen worden gevormd door bestuiving met pollen van σ^1 *R. sachalinensis* en dus meestal van hybridogene oorsprong zijn. (Bailey & Conolly 2000, Bailey & Wisskirchen 2006, Krebs et al. 2010). In Tsjechië verspreidt *R. x bohemica* zich sneller dan de beide oudersoorten (Mandak et al. 2004). In westelijk Noord-Amerika is dit taxon tegenwoordig algemener dan *R. japonica* en *R. sachalinensis*, en ook hier verspreid dit taxon zich sneller dan beide oudersoorten. (Gaskin et al. 2014)

4.2.2 Introductieroutes (UNEP pathways en vectoren)

Vanwege het meermalen ontstaan van de hybride in kweek, maar vervolgens ook in de natuur vanuit aangeplante oudersoorten, zijn de introductieroutes vergelijkbaar met de oudersoorten (tabel 3.2, 5.1).

Opzettelijk

De oudersoorten zijn in de handel (geweest) als sierplant en vanuit Azië in Europa geïntroduceerd. Ze zijn mogelijk in kwekerijen opzettelijk gekruist. *R. x bohemica* wordt onder de naam Bastaard-duizendknoop op tenminste één Nederlandse website te koop aangeboden.

Kansen voor hybridisatie in de natuur zijn bevorderd omdat beide oudersoorten als tuinafval zijn gedumpt of uit met rhizoomfragmenten verontreinigde grond zijn opgekomen. Dumpen van de hybride vergroot de kans op terugkruisingen met de oudersoorten.

Onopzettelijk

Bij ondeskundig beheer van bestaande groeiplaatsen o.a. bij grondverzet en bij maaiwerkzaamheden kunnen levensvatbare rhizoom- en stengelfragmenten verspreid worden. Rhizoom- en stengelfragmenten en zaden kunnen in het oppervlaktewater terecht komen en zich elders langs de oevers weer vestigen. Stengelfragmenten kunnen met maaiapparatuur verspreid worden (Oldenburger et al. 2017).

In Midden-Europa verloopt de uitbreiding vooral langs beek- en rivierdalen.

Rhizoomfragmenten kunnen zowel door oevererosie als door graafwerkzaamheden

vrijkomen en met stromend water verspreid worden (Sukopp & Sukopp 1988, Böhmer et al. 2006).

Met transport van grond ten behoeve van o.a. woningbouw en wegeaanleg kan indien de grond met rhizomen verontreinigd is, de plant over lange afstanden verspreid worden. Groeiplaatsen in de middenberm van snelwegen zijn waarschijnlijk ontstaan door gebruik van met rhizomen verontreinigd ophoogzand, of door het verspreiden van stengelfragmenten met maaimachines (minder optimale maaihygiëne).

4.2.3 Klimaat en biogeografie

Klimaatmatch

Er is van deze hybride geen oorspronkelijk verspreidingsgebied, daarom kon er geen koppeling worden gemaakt met de Köppen-Geiger klimaatregio's binnen het oorspronkelijke verspreidingsgebied.

R. x bohemica komt binnen Europa voor in de volgende biogeografische regio's (In Bijlage 1 en Bijlage 2 uitgebreid, hieronder op hoofdlijnen samengevat):

Atlantische regio: Ierland, Verenigd Koninkrijk, Nederland, België.

Continentale regio: Polen, Tsjechië, Duitsland, Denemarken.

Boreale regio: Finland, Zweden.

Mediterrane regio: Cyprus, Spanje, Italië.

Pannonische regio: Hongarije.

N.B. Binnen Slowakije, Oostenrijk, Zwitserland en Noorwegen komt de soort mogelijk voor tot in de Alpiene regio.

Klimaatscenario's

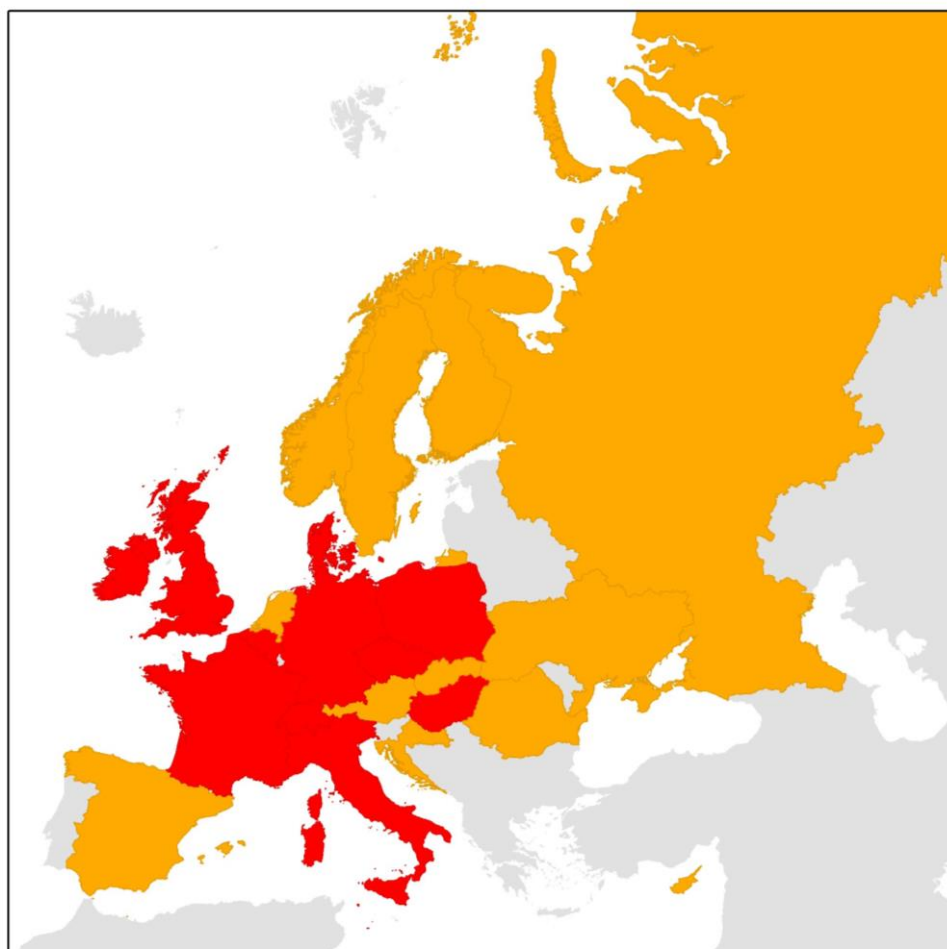
Klimaatmodellen voorspellen voor de toekomst hogere wintertemperaturen op hogere breedtegraden en drogere zomers. Er is geen reden om aan te nemen dat *R. x bohemica* zich daarbij anders zal gedragen dan *R. japonica*. Bij deze toekomstige klimaatscenario's breidt *R. x bohemica* zich uit naar de hoger gelegen delen van de Midden-Europese gebergten en de noordelijke areaalgrens schuift aanzienlijk naar het noorden op in West-Noorwegen, Zweden en Finland. De oostelijke areaalgrens zal naar het oosten opschuiven en ergens tussen de Baltische staten en de Oeral komen te liggen. Delen van IJsland worden waarschijnlijk geschikt, mocht de soort hier ooit worden geïntroduceerd. Door de geringere neerslag zullen de omstandigheden in grote delen van centraal Noord-Europa en Zuid- en Zuidoost-Europa minder geschikt worden voor de soort (Beerling 1993, Beerling et al. 1995).

Aan de noordgrens van het areaal produceert *R. japonica* vanwege haar late bloei geen kiemkrachtig zaad (Groeneveld et al. 2014). Het is niet duidelijk of dit ook geldt voor *R. x bohemica*.

4.2.4 Voorkomen binnen EU

De EU-landen waarin *R. x bohemica* verwilderd zijn weergegeven in figuur 4.1 en Bijlage 1. De verspreiding in Nederland is weergegeven in figuur 4.2. Door de late ontdekking en gelijkennis met *R. japonica* en *R. sachalinensis* is de verspreiding slecht bekend. In België is *R. x bohemica* algemener dan *R. japonica* (Tiébré et al. 2007b).

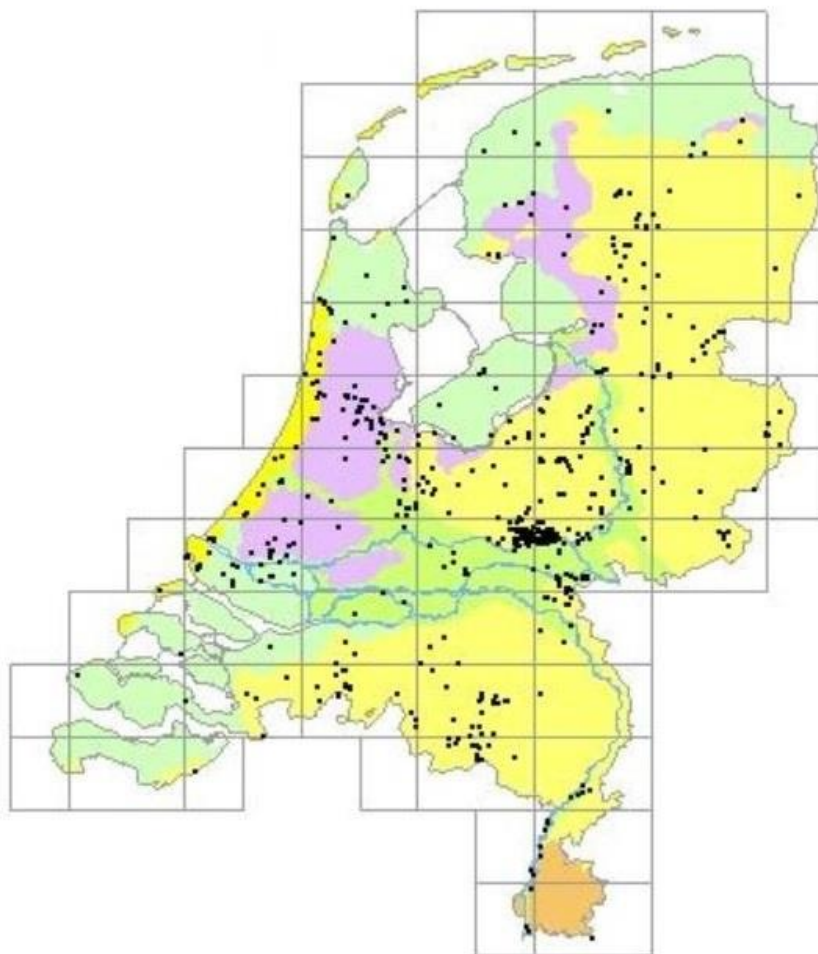
In delen van Nederland waar goed op de hybride is gelet, bijvoorbeeld het gebied tussen Veenendaal en Oosterbeek ten noorden van de Nederrijn, komt de soort in nagenoeg ieder kilometerhok voor (figuur 4.2). De groeiplaatsen van *R. x bohemica* in Nederland zijn over het algemeen ook veel massaler dan die van *R. japonica* (waarneming R. Beringen).



Verspreiding *Reynoutria xbohemica*



Figuur 4.1 Verspreiding en mate van invasiviteit van *Reynoutria x bohemica* in Europa (Bron: <https://www.cabi.org>, april 2019). N.B. andere bronnen kunnen andere of aanvullende informatie geven over verspreiding en invasiviteit dan deze kaart aangeeft.



Figuur 4.2. De verspreiding van *R. x bohemica* in Nederland op basis van waarnemingen in de NDFF (2019).



Figuur 4.3 Massavegetatie van Basterdduizendknoop in vroeg voorjaar (Ruud Beringen)

4.3 Impacts

4.3.1. Biodiversiteit en ecosystemen

Vaatplanten

Bij kiemingsproeven in een kas bleek dat percolaten van strooisel van *R. x bohemica* en grond waarin al eerder *R. x bohemica* had gegroeid, de ontkieming van zaden en de biomassa van de kiemplanten van 9 inheemse kruiden niet significant negatief beïnvloedde. Grond waarin eerder *R. x bohemica* had gegroeid had zelfs een positief effect op de ontkieming bij de meeste soorten. In een opstelling in de openlucht werd de totale biomassa van inheemse soorten niet negatief beïnvloed, noch door de percolaten, noch door rhizomen van *R. x bohemica*, noch door grond waarin eerder *R. x bohemica* had gegroeid. De afzonderlijke biomassa van Hondsdraf (*Glechoma hederacea*) werd wel negatief beïnvloed door de aanwezigheid van *R. x bohemica* rhizomen of percolaten. In aanwezigheid van rhizomen en percolaten investeerde deze soort ook meer in uitlopers dan in de vorming van bloestengels. Onder invloed van *R. x bohemica* (percolaten, rhizomen, grond waarin eerder *R. x bohemica* had gegroeid) werd de bloeitijd van *Silene dioica* significant verlaat (Parepa et al. 2012).

Bij laboratorium proeven vonden Moravcová et al. (2011) dat extracten van gedroogd blad van *R. x bohemica* wel een remmende (phytotoxische) werking hadden op de kieming van zaden van *Urtica dioica*, *Calamagrostis epigejos* en *Lepidium sativum*. Vooral de kieming van zaden van *Calamagrostis epigejos* werd geremd.

In competitie-experimenten (potproeven) met inheemse soorten bleek *R. x bohemica* significant concurrentiekrachtiger te zijn en de groei van inheemse soorten sterker te onderdrukken dan de beide oudersoorten (Parepa et al. 2014).

4.3.2 Rodelijst- en Beschermde soorten

Er zijn geen publicaties gevonden die een effect van Aziatische duizendknopen op Rodelijstsoorten of beschermde soorten laten zien in Europa. Ook navraag bij een aantal kenners van exoten in natuurgebieden levert geen voorbeelden op van afname van beleidsrelevante soorten (Mond.med. Henk Siebel en Max Simmelink). In Nederland groeien Aziatische duizendknopen vooral op plekken waar tuinafval is gestort. Plaatsen waar tuinafval wordt gedumpt zijn over het algemeen voedselrijke bosranden en ruigtevegetaties waar weinig zeldzame of beschermde soorten groeien.

4.3.3 EU-habitats

De Natura2000-gebieden in Nederland waarbinnen *R. x bohemica* is aangetroffen zijn weergegeven in Bijlage 5. Vanwege mogelijke verwisseling met *R. japonica* komt de hybride waarschijnlijk in veel meer Natura2000-gebieden voor. *R. x bohemica* is in ieder geval binnen 15 (mogelijk veel meer) Natura2000-gebieden in Nederland waargenomen. Het voorkomen binnen een Natura2000-gebied hoeft niet te betekenen dat de soort ook binnen een te beschermen EU-habitatype groeit.

In analogie met Japanse duizendknoop kan worden gesteld dat dat *R. x bohemica* vooral in Midden-Europa al een bedreiging is voor habitattypen in rivier- en beekbegeleidende gebieden. In Nederland komt verwildering in dergelijke biotopen in bescheiden mate voor, maar dit zou in de toekomst kunnen veranderen, gezien de situatie in Midden-Europa. Vanuit tuinen heeft *R. x bohemica* zich in Nederland o.a. langs de benedenloop van de Heelsumse beek gevestigd en verspreid. De soort is hier bestreden.

4.3.4 Chemische-fysische eigenschappen en structuur van ecosystemen

De pH onder *R. x bohemica* groeiplaatsen is in België en Frankrijk gemiddeld 6,8 (5,8-7,6). In *Reynoutria* vegetaties ligt de pH gemiddeld iets lager dan onder vegetaties met inheemse soorten onder vergelijkbare omstandigheden (Dassonville et al. 2011).

In vergelijking met Els (*Alnus rubra*) hadden in de herfst afgevallen bladeren van *R. x bohemica* lagere gehalten aan stikstof en fosfor en hogere gehalten aan cellulose, vezels en lignine. De waarden waren vergelijkbaar met die van Populier (*Populus trichocarpa*). Op bladpakketten die 31 dagen in het water gelegen hadden, waren “knippers” (macrofauna die grof organisch materiaal in water consumeert en verkleint, o.a. vlokreeften en steenvlieglarven) talrijker aanwezig op blad van Els dan op blad van *R. x bohemica* en Populier. De veranderingen in kwaliteit en hoeveelheid van strooisel dat in het aquatisch milieu terechtkomt, ten gevolge van het verschijnen van *R. x bohemica*, kunnen van invloed zijn op het functioneren van beek ecosystemen (Cleason et al. 2014).

4.3.5 Ecosysteemdiensten

Productverstrekkingdiensten

Qua eetbaarheid doet *R. x bohemica* niet onder voor *R. japonica* (zie 3.3.5).

Reynoutria-soorten bevatten veel biologisch actieve stoffen met name polyfenolen. De rhizomen en jonge spruiten worden gebruikt in de traditionele Aziatische geneeskunde. De rhizomen bevatten hogere gehalten aan de werkzame stoffen resveratrol, piceïd, catechin en epicatechin dan de jonge spruiten. (Vrchotova et al. 2007, Frantik et al. 2013).

Bij veldproeven in Tsjechië was de bovengrondse biomassa van *R. x bohemica* hoger dan die van *R. japonica* of *R. sachalinensis*. Sommige klonen van *R. x bohemica* lijken geschikt als biomassa gewas (Frantik et al. 2013).

Regulerende diensten

Oevers begroeid met *R. x bohemica* zijn gevoelig zijn voor erosie, omdat na afsterven van de plant de oevers in de winter kaal zijn. De dode stengels in de winter zouden de afvoer kunnen belemmeren en waterkeringen zouden door de plant beschadigd kunnen worden. In de wetenschappelijke literatuur is echter geen bevestiging voor deze schadelijke effecten te vinden (Lavoie 2017). Er zijn wel vermeldingen dat *R. japonica* (en daarmee vermoedelijk ook *R. x bohemica*) de sedimentatie bevordert: “Seine wenig elastischen, überdaumendicken, oberirdischen Sprosse vermindern die Fliessgeschwindigkeit des Hochwassers, fangen das Getreibsel, fördern die Sedimentation und tragen zur Aufhöhung des Ufers bei, was für den Abfluss von Nachteil sein kann“ (Lohmeyer 1969, 1971 in Sukopp en Sukopp 1988).

In Japan worden zowel *R. japonica* als *R. sachalinensis* juist aangeplant ter stabilisering (erosiebescherming) van wegbermen (Pashley 2003).

4.3.6 Volksgezondheid & economie

Volksgezondheid

Reynoutria soorten bevatten relatief veel oxaalzuur. Hoewel niet giftig kan oxaalzuur verbindingen aangaan met mineralen als calcium en magnesium, waardoor deze niet meer door het lichaam opgenomen kunnen worden en er tekorten kunnen ontstaan. Personen met aanleg voor reuma, artritis, jicht en nierstenen moeten voorzichtig zijn met het eten van Japanse duizendknoop. Bij traditionele bereiding van Duizendknoop gerechten wordt het oxaalzuur verwijderd door spoelen met water of door middel van zout (PFAF 2019).

Veiligheid personen, infrastructuur

Dammen en dijken begroeid met *Reynoutria*-soorten zijn gevoeliger voor erosie en kunnen bij hoge waterafvoeren eroderen. Individuele stenen in bestratingen of steenglooiingen

kunnen uit het verband raken doordat ze door rhizomen omhoog worden gedrukt. (Kretz & Vogtsburg 1994).

Socio-economische impact

De schade die in het Verenigd Koninkrijk wordt opgegeven voor de aanwezigheid van *R. japonica* in de buurt van gebouwen en infrastructuur gaat ook op voor *R. x bohemica* (zie 3.3.6).

In Nederland is er de laatste jaren duidelijk meer aandacht voor economische schade van Aziatische duizendknopen. Weg- en waterbeheerders worden geregeld aangesproken op hun verantwoordelijkheid als aangrenzende particuliere terreinen vanuit hun beheergebied worden gekoloniseerd. Particulieren zoeken naar mogelijkheden om besmettingen in hun tuin te bestrijden (eigen waarneming, FLORON & Radboud Universiteit).

5 *Reynoutria sachalinensis*

5.1 Soortbeschrijving

5.1.1 Taxonomie

Taxonomische boom

Rijk: *Plantae*
 Fylum: *Tracheophyta*
 Klasse: *Magnoliopsida*
 Orde: *Caryophyllales*
 Familie: *Polygonaceae*
 Sub-Familie: *Polygonoideae*
 Tribus: *Polygoneae*
 Genus: *Reynoutria*

5.1.2 Nomenclatuur

Wetenschappelijke naam

Reynoutria sachalinensis (Friedrich Schmidt Petrop.) Nakai

Synoniemen

Fallopia sachalinensis (Friedrich Schmidt Petrop.) Ronse Decraene
Pleuropterus sachalinensis (F. Schmidt) Moldenke
Polygonum sachalinense Friedrich Schmidt Petrop.
Reynoutria brachyphylla (Honda) Nakai
Reynoutria sachalinensis var. *brachyphylla* Honda
Tiniaria sachalinensis (Fr. Schmidt) Janch.

Nederlandse naam

Sachalinse duizendknoop

Handelsnaam

In de Naamlijst van Vaste Planten (Hoffman 2016a) staan de volgende cultivars:

'Candy'®

'Igniscum'®

Beide cultivars zijn als biomassagewassen ontwikkeld. Als biomassagewas zijn ze bekend onder de namen *Fallopia sachalinensis* var. *igniscum* Candy® en *Fallopia sachalinensis* var. *igniscum* Basic®. (Veste et al. 2011). In Nederland wordt *Reynoutria sachalinensis* voor zover bekend niet door kwekers als tuinplant aangeboden (<https://plantago.nl>). Ook in andere Europese landen lijkt de soort niet te koop.

Engelse naam: Giant knotweed

Duitse naam: Sachalin Staudenknöterich

Franse naam: Renouée de Sakhaline

5.1.3 Areaal

Het oorspronkelijk areaal van *R. sachalinensis* omvat Rusland (Sachalin schiereiland en zuidelijke Koerilen), Japan (Hokkaido, Noord-Honshu) (Komarov 1970) en Korea (alleen op het eiland Ulleungdo) (Kim en Park 2000).

5.1.4 Kenmerken

Forse, overblijvende, rhizoomvormende kruidachtige planten met 2-3(-4) meter hoge rechtopstaande holle stengels. **Blad:** dun, 10-30 cm lang en 4-25 cm breed; langwerpig

eirond tot langwerpig, kort toegespitst, bladvoet hartvormig (figuur 5.1, bij de bovenste bladen soms afgeknot), kaal of met verspreide lange buigzame haren aan de onderzijde, bladranden iets gegolfd. **Bladsteel:** 3-4 cm lang. **Tuitje:** langwerpig, membraneus, met opvallende nerven, niet gewimperd, snel verwerend. **Bloeiwijze:** okselstandige pluimen, alleenstaand of in bundels, hoofdas bloeiwijzekorter dan de bladen (<15 cm) en dicht kort behaard; schutblad klein, ovaal, toegespitst, zacht behaard. **Bloemen:** bloemsteeltjes langer dan bloemdek, bloemdek trechtervormig, groenachtig wit, de 3 binnenste bloemdekbladen met in vruchttijd sterk uitgegroeide vleugels, 8 meeldraden, 3 stijlen, stempel schildvormig. **Nootje:** driehoekig, langwerpig, donkerbruin, glanzend, puntig (Komarov 1970).

Gelijkende soorten

R. sachalinensis lijkt op *R. japonica* en *R. x bohemica* (zie voor verschillen Bijlage 4), maar is in alles forser. De bloeiwijzen zijn korter en dichter dan die van *R. japonica*.

5.1.5. Voortplanting en dispersie

Levenscyclus

De levenscyclus is zeer verwant met die van *R. japonica*. We herhalen daarom hier de tekst van deze soort. De spruiten lopen begin april uit. In het voorjaar groeien vooral de bovengrondse delen. Vanaf half april tot juni kan de plant onder gunstige omstandigheden groeisnelheden tot 40 cm in 4 dagen bereiken. Midden juni bereiken de planten ongeveer hun maximale hoogte. De bloeitijd loopt van eind augustus tot in oktober. In augustus tot november worden de assimilaten vooral in de rhizomen geïnvesteerd. In de maand augustus is (in het Verenigd Koninkrijk) de toevoer van assimilaten naar ondergrondse organen het grootst. In september kan de biomassa van de rhizomen 18 maal zo hoog zijn als die in mei. Bij de eerste vorst sterven de planten bovengronds af. De bruine stengels blijven de hele winter en een deel van het volgende groeiseizoen staan (Beerling et al. 1994, Seiger & Merchant 1997, Price et al. 2001, Jones et al. 2018). Japanse duizendknopen vormen geen zaadbank (transient seed-bank); de zaden behouden hun kiemkracht niet lang en kiemen in het voorjaar of in de eerstvolgende herfst (Tiébré et al. 2007a). Zaden van sommige planten van *R. japonica* en *R. sachalinensis* uit Slovenië kiemden echter pas het tweede jaar (Strgulc Krajšek & Dolenc Koce 2015).

Voortplanting

In Europa komen zowel hermafrodiete als mannelijk steriele klonen voor. De genetische diversiteit is in het Verenigd Koninkrijk en in België gering, wat duidt op import van enkele klonen die vervolgens vooral vegetatief vermeerderd zijn (Pashley et al. 2007, Tiébré et al. 2007b). In België zijn hermafrodiete klonen zeldzaam (Tiébré et al. 2007a).

Bestuivers

De bloemen van *Reynoutria* soorten produceren veel nectar en worden door een breed scala aan insecten bezocht en - waar de geslachtsverdeling het toelaat - bestoven.

Hybriden

R. sachalinensis kan kruisen met *R. japonica* en terugkruisen met *R. x bohemica* (Bailey et al. 2007).

Dispersie

Er is weinig bekend over de verspreiding van zaden van *R. sachalinensis*. In Europa lijkt de plant vooral door vegetatieve verspreiding nieuwe plaatsen te kunnen bereiken (Pashley 2007, Tiébré et al. 2007b).

Vegetatieve verspreiding

Bij experimenten in tuinen bleek dat stengel- en rhizoomfragmenten van de verschillende *Reynoutria* soorten uit kunnen groeien tot nieuwe planten (Bimova et al. 2003,). Voorwaarde

voor regeneratie is dat er minstens één knoop in het stengelfragment aanwezig is. Regeneratie vanuit rhizomen verloopt bij *R. sachalinensis* over het algemeen slechter dan bij *R. japonica* en *R. x bohemica*. Alleen bij in het water drijvende stengelfragmenten is de regeneratie bij *R. sachalinensis* vergeleken met de andere taxa opvallend goed (80% regeneratie). Ondanks dat is over het geheel genomen het regeneratievermogen bij *R. sachalinensis* vergeleken met andere *Reynoutria*-soorten het laagst. Rechttop in de bodem gestoken rhizomen (knoop op maaiveldhoogte) vertoonden geen regeneratie. Begraven rhizoomfragmenten van *R. sachalinensis* regeneerden relatief goed op relatief voedselrijke leembodems.

5.1.6. Standplaats en ecologie

R. sachalinensis groeit op niet of zeer extensief beheerde, vrij voedselrijke, lichte standplaatsen. Buiten aanplantingen in parken of tuinen wordt de soort aangetroffen langs oevers van beken en rivieren, akkerranden, bosranden, weg- of spoorbermen, heggen en houtwallen. Hoewel de soort in Europa als voedergewas is geteeld, is niet bekend of de soort vanuit deze teelt ook in verwaarloosde akkers voorkomt.

In vergelijking met de andere twee *Reynoutria* soorten lijkt de soort een voorkeur te hebben voor vochtiger standplaatsen.

In Poolse rivierdalen groeit *R. sachalinensis* op locaties met hoge gehalten opneembaar stikstof in de vorm van NH_4^+ en NO_3^- ionen (Chmura et al. 2015).



Figuur 5.1 Bloeiende Sachalinse duizendknoop bij Middachten (Ruud Beringen).

5.2. Verspreiding

5.2.1 Invasiegeschiedenis potentieel verspreidingsgebied

Materiaal van *R. sachalinensis* is in 1853 en 1861 tijdens Russische expeditie naar Sachalin verzameld en opgestuurd naar Sint-Petersburg. Het type-materiaal, de planten aan de hand waarvan de soort beschreven (=holotype), is in 1853 verzameld langs een rivieroever aan de westkust van Sachalin. In 1855 is dit materiaal in Sint-Petersburg aangekomen en aangeplant in de Botanische tuin. In 1861 werd er tijdens een andere expeditie ook materiaal uit Japan verzameld. Mogelijk is er rond 1860 en 1879 ook levend (zaden of planten) materiaal uit Azië in het Verenigd Koninkrijk (Kew Gardens) terechtgekomen. In het Verenigd Koninkrijk verscheen de plant voor het eerst in 1869/1870 in de handel. Genetisch onderzoek heeft aangetoond dat er in Europa oorspronkelijk uit Hokkaido (Japan) stammende planten voorkomen, die via Sint-Petersburg zijn verspreid. In het Verenigd Koninkrijk komen ook planten voor die afstammen van materiaal dat direct uit Honshu is geïmporteerd (Pashley et al. 2007). Sint-Petersburg en de botanische tuin Kew Gardens (Verenigd Koninkrijk) zijn de centra van waaruit *R. sachalinensis* naar zijn huidige secundaire areaal is verspreid. Door de verschillende herkomsten en doordat er waarschijnlijk niet alleen rhizomen maar ook zaden zijn ingevoerd, vertoont *R. sachalinensis* in Europa een grotere genetische diversiteit dan *R. japonica*. In tegenstelling tot *R. japonica* komen er in Europa naast mannelijk steriele ook mannelijk fertiele planten voor (Bailey & Conolly 2000, Pashley et al. 2007).

R. sachalinensis is vergeleken met *R. japonica* en *R. x bohemica* de minst invasieve soort en verspreid zich langzamer dan laatstgenoemde taxa (Herpigny et al. 2014, Mandak et al. 2004).

5.2.2 Introductieroutes (UNEP pathways en vectoren)

De introductieroutes worden in tabel 5.1 samengevat.

Tabel 5.1. Introductieroutes voor *R. sachalinensis* op basis van de UNEP-classificatie van introductieroutes en vectoren (UNEP 2014)).

Category	Subcategory	Primair	Secundair
Release in Nature	Release in nature for landscape improvement	x	
Escape from confinement	Agriculture (including Biofuel)	x	
	Botanical garden/zoo/	x	
	Horticulture	x	
Transport contaminant	Transportation of habitat material (soil, vegetation, wood)		x
Corridor	Interconnected waterways		x

Opzettelijk

R. sachalinensis is vanuit Azië in Europa geïntroduceerd en toegepast als voedergewas en als sierplant (Conolly 1977). De toepassing als voedergewas is niet uit Nederland bekend. Wel zijn in Nederland zijn experimenten geweest met de teelt van *R. sachalinensis* als biomassagewas (Matthews et al. 2015). Nieuwe groeiplaatsen buiten tuinen zijn veelal ontstaan door dumping van tuinafval of door het storten van met rhizoomfragmenten verontreinigde grond.

Onopzettelijk

Bij ondeskundig beheer van bestaande groeiplaatsen o.a. bij grondverzet en bij maaiwerkzaamheden kunnen net als bij de andere Reynoutria-soorten levensvatbare rhizoom- en stengelfragmenten verspreid worden.

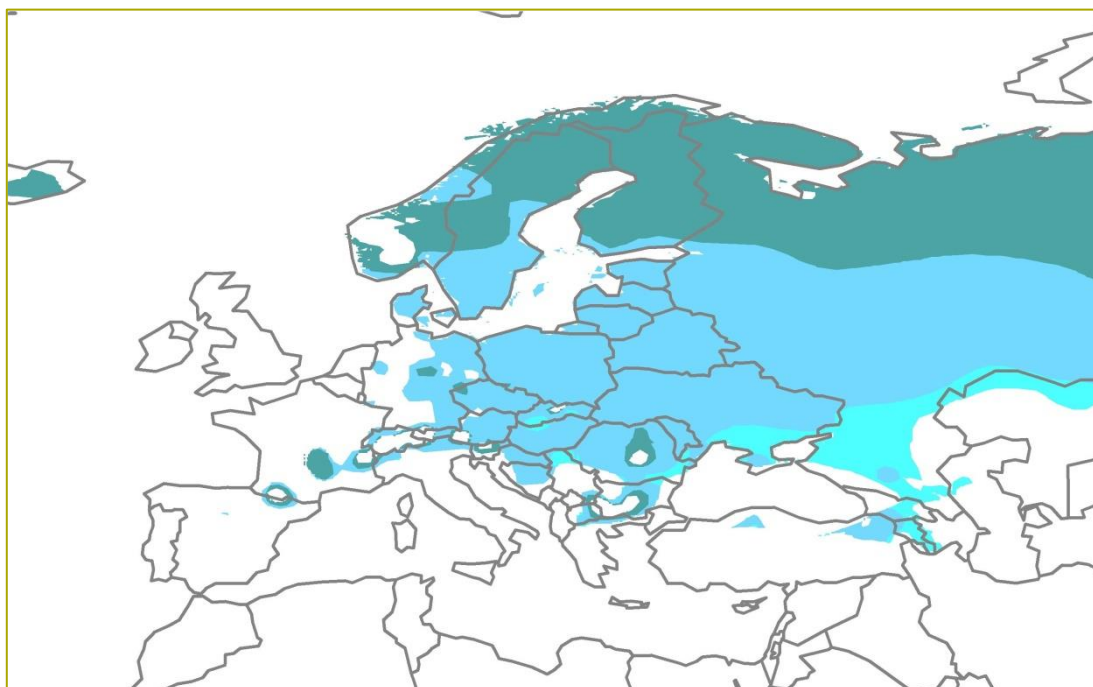
5.2.3 Klimaat en biogeografie

Klimaatmatch

Het oorspronkelijk verspreidingsgebied van *R. sachalinensis* omvat de in tabel 5.2 genoemde Köppen-Geiger klimaatregio's (<http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/present.htm>). De gebieden binnen Europa met overeenkomstige klimaten zijn weergegeven in figuur 5.2.

Tabel 5.2. Köppen-Geiger klimaatregio's binnen het oorspronkelijke verspreidingsgebied van *R. sachalinensis*.

Code	Köppen-Geiger classificatie	Oorspronkelijk areaal in
Dfa	Cold-Without dry season-Hot Summer	Japan (Honshu)
Dfb	Cold-Without dry season-Warm Summer	Japan (Hokkaido)
Dfc	Cold-Without dry season-Cold Summer	Sachalin, Koerillen, Oost-Rusland



Figuur 5.2. De ligging van klimaatregio Dfa, Dfb en Dfc binnen Europa.

Binnen Europa zijn de klimaatregio Dfb, Dfc en Dfa de gebieden die wat klimaat betreft overeenkomen met het klimaat binnen het oorspronkelijke verspreidingsgebied. Deze gebieden liggen vooral in Centraal-, Oost-, en Noord-Europa (figuur 5.2). De klimaatzone waartoe West-Europa behoort (Cfb: Temperate-Without dry season-Warm Summer) komt niet voor binnen het oorspronkelijke verspreidingsgebied.

Biogeografie voorkomen Europa

R. sachalinensis komt binnen Europa voor in de volgende biogeografische regio's (In Bijlage 1 en Bijlage 2 uitgebreid, hieronder op hoofdlijnen samengevat):

Atlantische regio: Ierland, Verenigd Koninkrijk, Nederland, België.

Continentale regio: Luxemburg, Polen, Tsjechië, Duitsland, Bulgarije, Servië, Denemarken, Slovenië, Roemenië, Kroatië, Oekraïne.

Boreale regio: Estland, Litouwen, Finland, Zweden

Mediterrane regio: Cyprus, Griekenland, Spanje, Italië.

Pannonische regio: Hongarije

N.B. Binnen Slowakije, Oostenrijk, Zwitserland en Noorwegen komt de soort mogelijk voor tot in de Alpiene regio.

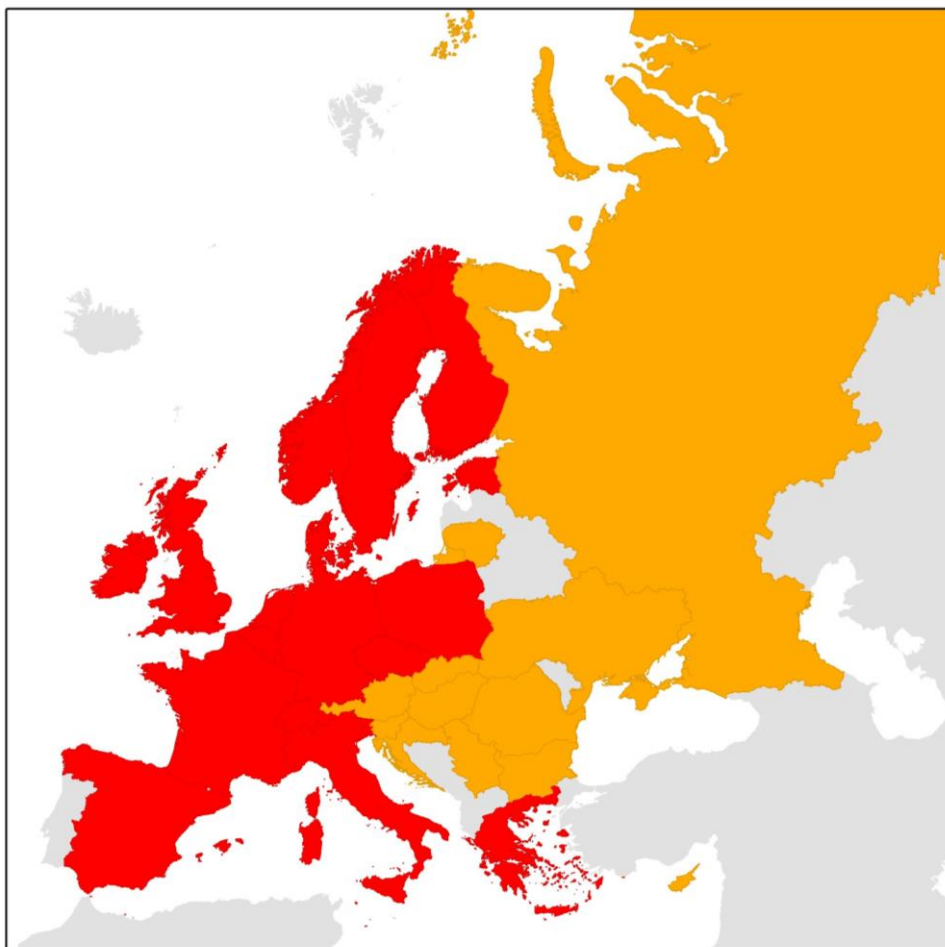
Klimaatscenario's

Klimaatmodellen voorspellen voor de toekomst hogere wintertemperaturen op hogere breedtegraden en drogere zomers. Er is geen reden om aan te nemen dat *R. sachalinensis* zich daarbij anders zal gedragen dan *R. japonica*. Bij deze toekomstige klimaatscenario's breidt *R. sachalinensis* zich uit naar de hoger gelegen delen van de Midden-Europese gebergten en de noordelijke areaalgrens schuift aanzienlijk naar het noorden op in West-Noorwegen, Zweden en Finland. De oostelijke areaalgrens zal naar het oosten opschuiven en ergens tussen de Baltische staten en de Oeral komen te liggen. Delen van IJsland worden waarschijnlijk geschikt, mocht de soort hier ooit worden geïntroduceerd. Door de geringere neerslag zullen de omstandigheden in grote delen van centraal Noord-Europa en Zuid- en Zuidoost-Europa minder geschikt worden voor de soort (Beerling 1993, Beerling et al. 1995).

Aan de noordgrens van het areaal produceert *R. japonica* vanwege haar late bloei geen kiemkrachtig zaad (Groeneveld et al. 2014). Het is niet duidelijk of dit ook geldt voor *R. sachalinensis*.

5.2.4 Voorkomen binnen EU

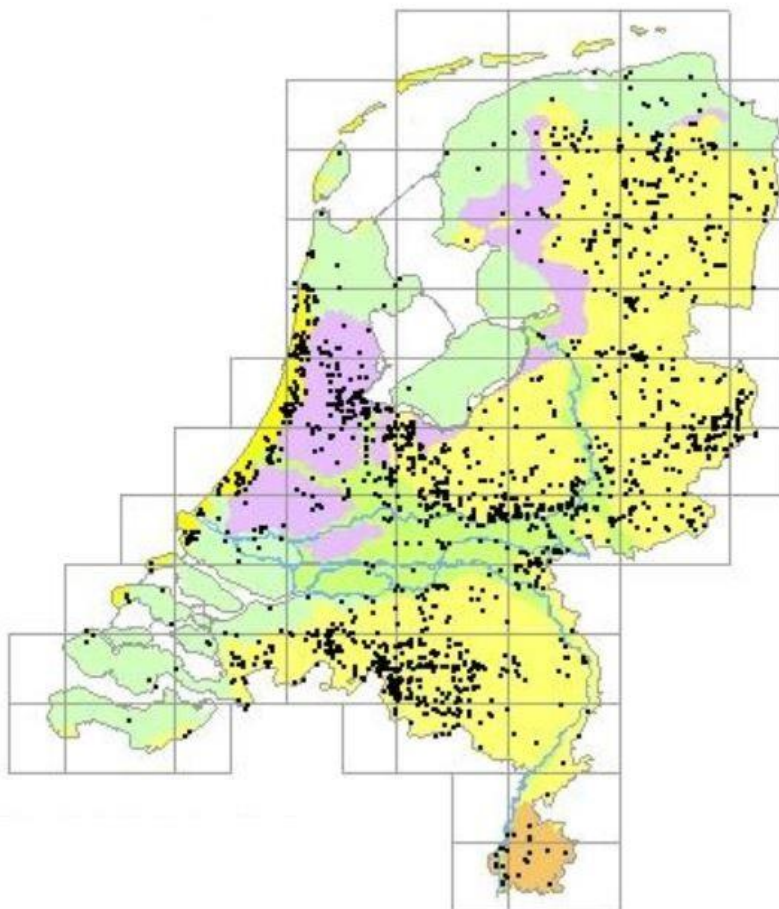
De EU-landen waarin *R. sachalinensis* verwilderd is zijn weergegeven in figuur 5.3 en Bijlage 1. De verspreiding in Nederland is weergegeven in figuur 5.4. Binnen Europa ligt het zwaartepunt meer in Noord- en Oost-Europa, in zuidelijke gebieden komt de soort minder frequent voor (Krebs et al. 2010).



Verspreiding *Reynoutria sachalinensis*



Figuur 5.3 Verspreiding en mate van invasiviteit van *Reynoutria sachalinensis* in Europa (Bron: <https://www.cabi.org>, april 2019). N.B. andere bronnen kunnen andere of aanvullende informatie geven over verspreiding en invasiviteit dan deze kaart aangeeft.



Figuur 5.4. De verspreiding van *Reynoutria sachalinensis* in Nederland op basis van waarnemingen in de NDFF (2019).

5.3 Impacts

5.3.1 Biodiversiteit en ecosystemen

Bodem-microflora

Bij veldproeven in Tsjechië vonden Hedeneč et al. (2014a) dat onder *R. sachalinensis* en enkele ander uitheemse energiegewassen de abundantie en diversiteit van de bodemfauna geringer was dan onder inheemse energiegewassen als *Phalaris arundinacea* en *Salix viminalis*.

Percolaten van *R. sachalinensis* remmen de groei en ontwikkeling van de ringworm *Enchytraeus crypticus* (Annelida) en de springstaart *Folsomia candida* (Collembola) (Hedeneč et al. 2014b).

Vaatplanten

In rivierbegeleidende bossen in het westen van de Verenigde Staten vonden Urgenson et al. (2009) een afname in soortenrijkdom en abundantie van inheemse kruiden, struiken en jonge bomen (< 3m) naarmate de bedekking van *R. sachalinensis* toenam.

Percolaten van verdorrende bladeren van *Reynoutria sachalinensis* hebben een negatief effect op de ontkieming van zaden van Tarwe en Herik (Hedenec et al. 2014b). Bij laboratoriumproeven vonden Moravcová et al. (2011) dat extracten van gedroogd blad van *R. sachalinensis* een remmende (fytotoxische) werking hadden op de kieming van zaden van *Urtica dioica*, *Calamagrostis epigejos* en *Lepidium sativum*. Vooral de kieming van zaden van *Urtica dioica* werd door de extracten van *R. sachalinensis* geremd.

5.3.2 Rode Lijst- en beschermde soorten

Er zijn geen publicaties gevonden die een effect van Aziatische duizendknopen op Rode-lijstsoorten of beschermde soorten laten zien in Europa. Ook navraag bij een aantal kenners van exoten in natuurgebieden levert geen voorbeelden op van afname van beleidsrelevante soorten (Mond.med. Henk Siebel en Max Simmelink). *R. sachalinensis* groeit in Nederland vooral op voedselrijke plekken waar weinig zeldzame of beschermde soorten groeien.

5.3.3 EU-habitats

De Natura2000-gebieden in Nederland waarbinnen *R. sachalinensis* is aangetroffen zijn weergegeven in Bijlage 5. *R. sachalinensis* is binnen 23 (mogelijk -49) Natura2000-gebieden in Nederland waargenomen. Het voorkomen binnen een Natura2000-gebied hoeft niet te betekenen dat de soort ook binnen een te beschermen EU-habitattype groeit. In analogie met Japanse duizendknoop bestaat de mogelijkheid dat *R. sachalinensis* met name in Midden- en Oost-Europa een bedreiging is voor habitattypen in rivier- en beekbegeleidende gebieden. In Nederland komt verwildering in dergelijke biotopen in bescheiden mate voor, maar dit zou in de toekomst kunnen veranderen, gezien de situatie in Midden-Europa. *R. sachalinensis* groeit in Nederland b.v. plaatselijk massaal langs bovenstroomse gedeelten van de Reusel. Het is niet uitgesloten dat de ook in dit beekje voorkomende Drijvende waterweegbree (*Luronium natans*) door de schaduwwerking van *R. sachalinensis* in de ontwikkeling geremd wordt.

5.3.4 Chemische-fysische eigenschappen en structuur van ecosystemen

Het strooisel van *R. sachalinensis* heeft een hoog C/N-quotiënt (52:1) wat 38% tot 58 % hoger is dan bij *Alnus*- en *Salix*-soorten. Een hoog percentage van de in het blad aanwezige stikstof (76%) wordt in het najaar (voor bladval) opgeslagen in het wortelstelsel. Verdringing van inheemse soorten in oeverbiotopen door *R. sachalinensis* kan door de veranderingen in strooiselsamenstelling leiden tot verandering in structuur en functioneren van oever- en aangrenzende aquatische ecosystemen (Urgenson et al. 2009). In vergelijking met *R. japonica* en *R. x bohemica* lijkt de resorptie van stikstof uit het blad voor de bladval bij *R. sachalinensis* minder efficiënt. Mogelijk is het aanleggen van relatief grotere ondergrondse stikstof-voorraden een verklaring voor de grotere concurrentiekracht van *R. japonica* en *R. x bohemica* ten opzichte van die van *R. sachalinensis* (Herpigny et al. 2012).

5.3.5 Ecosysteemdiensten

Productverstrekkingsdiensten

In Europa werd *R. sachalinensis* verbouwd als veevoer. De jonge scheuten werden gegeten door koeien en paarden. De planten werden ook ingekuild (Komarov 1970, Bailey & Conolly 2000).

Reynoutria sachalinense var. *Igniscum* wordt verbouwd als bio-energie gewas. De planten groeien ook nog goed op stikstofarme grond en kunnen 2-3 keer per groeiseizoen geoogst worden. Het geoogste materiaal kan gebruikt worden voor biogasproductie of kan direct verbrand worden (Veste et al. 2011, Matthews et al. 2015).

Reynoutria-soorten bevatten veel biologisch actieve stoffen met name polyfenolen. De rhizomen en jonge spruiten worden gebruikt in de traditionele Aziatische geneeskunde. De

rhizomen bevatten hogere gehalten aan de werkzame stoffen resveratrol, piceid, catechin en epicatechin dan de jonge spruiten. De rhizomen van *R. sachalinensis* zijn minder geschikt voor de productie van resveratrol dan *R. japonica* en *R. x bohemica* (Vrchotova et al. 2007, Frantik et al. 2013).

Regulerende diensten

R. sachalinensis werd in Europa aangeplant ter stabilisering van rivieroeveren (Bailey & Conolly). In Japan worden zowel *R. sachalinensis* als *R. japonica* aangeplant ter stabilisering (erosiebescherming) van wegbermen (Pashley 2003).

Een extract van *R. sachalinensis* kan verneveld worden op blad van druif, tarwe, tomaten, komkommer en aardbeien ter vergroting van de afweer van deze gewassen tegen schimmels (Lalancette et al. 2013, EFSA 2015).

R. sachalinensis kan behalve als energiegewas ook gebruikt worden ter decontaminatie van met zware metalen en andere giftige elementen (Pb, Cr, Co, As, Hg, Mn) verontreinigd slib (Ust'ak & Vana 1998).

5.3.6 Volksgezondheid & economie

Volksgezondheid

Reynoutria-soorten bevatten relatief veel oxaalzuur. Hoewel niet giftig kan oxaalzuur verbindingen aangaan met mineralen als calcium en magnesium, waardoor deze niet meer door het lichaam opgenomen kunnen worden en er tekorten kunnen ontstaan. Personen met aanleg voor reuma, artritis, jicht en nierstenen moeten voorzichtig zijn met het eten van Japanse duizendknoop. Bij traditionele bereiding van Duizendknoop gerechten wordt het oxaalzuur verwijderd door spoelen met water of door middel van zout (PFAF 2019).

Veiligheid personen, infrastructuur

Dammen en dijken begroeid met *Reynoutria*-soorten zijn gevoeliger voor erosie en kunnen bij hoge waterafvoeren eroderen. Individuele stenen in bestratingen of steenglooiingen kunnen uit het verband raken doordat ze door rhizomen omhoog worden gedrukt (Kretz & Vogtsburg 1994).

Socio-economische impact

De schade die in het Verenigd Koninkrijk wordt opgegeven voor de aanwezigheid van *R. japonica* in de buurt van gebouwen en infrastructuur gaat ook op voor *R. sachalinensis* (zie 3.3.6).

In Nederland is er de laatste jaren duidelijk meer aandacht voor economische schade van Aziatische duizendknopen. Weg- en waterbeheerders worden geregeld aangesproken op hun verantwoordelijkheid als aangrenzende particuliere terreinen vanuit hun beheergebied worden besmet. Particulieren zoeken naar mogelijkheden om besmettingen in hun tuin te bestrijden (eigen waarneming, FLORON & Radboud Universiteit).

6 *Koenigia polystachya*

6.1 Soortbeschrijving

6.1.1 Taxonomie

Taxonomische boom

Rijk: *Plantae*
 Fylum: *Tracheophyta*
 Klasse: *Magnoliopsida*
 Orde: *Caryophyllales*
 Familie: *Polygonaceae*
 Sub-Familie: *Polygonoideae*
 Tribus: *Persicarieae*
 Genus: *Koenigia*

6.1.2 Nomenclatuur

Wetenschappelijke naam

Koenigia polystachya (Wall. ex Meisn.) T.M. Schust. & Reveal

Synoniemen

Aconogonon polystachyum (Wall. ex Meisn.) K. Haraldson
Aconogonon polystachyum (Wall. ex Meisn.) Kral
Persicaria polystachya (Meisn.) H. Gross
Persicaria wallichii W. Greuter & Burdet
Persicaria wallichii var. *tomentosa* S.P. Hong
Peutalis polystachya Raf.
Pleuropterypyrum hagei (Royle ex Bab.) A.H. Munshi & G.N. Javeid
Pleuropterypyrum polystachyum (Wallich ex Meisn.) A.H. Munshi & G.N. Javeid
Polygonum hagei Royle ex Bab.
Polygonum molle Wight
Polygonum polystachyum Meisn.
Polygonum polystachyum var. *longifolia* J. D. Hooker
Reynoutria polystachya (Wall.) Moldenke
Rubrivena polystachya (Wall.) M. Král

Nederlandse naam: Afghaanse duizendknoop

Handelsnaam

De soort staat als *Persicaria polystachya* genoemd in de naamlijst van vaste planten (Hoffman 2016a) en wordt door slechts enkele Nederlandse kwekers aangeboden (<https://plantago.nl>)

Engelse naam: Himalayan knotweed

Duitse naam: Stutzblättriger Bergknöterich

Franse naam: Renouée à épis nombreux

6.1.3 Areaal

Het oorspronkelijke areaal van *K. polystachya* omvat de alpine- en subalpine zones tussen de 2400 en 4400 m hoogte van het Himalaya-gebergte in China (Sichuan, Yunnan), Tibet, Bhutan, Jammu & Kashmir (Kashmir), Pakistan (Kurram, Hazara), Sikkim, Nepal, India (Assam, Arunachal Pradesh, Himachal Pradesh) en mogelijk Afghanistan. De soort komt optimaal voor op hoogten tussen de 3000 en 3800 meter hoogte (Kala 2004, Catalogue of

Life 2019). Alhoewel de Nederlandse naam doet vermoeden dat de soort ook in Afghanistan voorkomt, is er geen herbariummateriaal uit dit land bekend (Hong 1993).

K. polystachya komt verwilderd voor in Europa, de Verenigde Staten, de zuidkust van Alaska (Klein 2011), Canada en Nieuw-Zeeland (<https://www.gbif.org/species/8848208>). De soort is in 1932 verzameld in het Pusan district in het zuidoosten van Zuid-Korea (Hong & Moon 2003). Of de soort nog steeds in Korea aanwezig is is onbekend.

6.1.4 Kenmerken

Rechttopstaande, 30-100(-150) cm hoge, overblijvende plant, met kruipende rhizomen. Buiten het oorspronkelijke verspreidingsgebied kan de soort onder gunstige omstandigheden een hoogte van 2,5 meter bereiken (Diekjobst 1992). **Stengel:** kaal tot kort behaard met korte internodiën, meestal roodbruin gekleurd. **Blad:** (7.5-)9-22(-27) cm lang en 2.8-8.0 cm breed, langwerpig tot langwerpig eirond, bladtop toegespitst, bladbasis hartvormig-afgeknot, op de nerven behaard, bovenzijde onbehaard, onderzijde bijna kaal tot dicht kort behaard, kort gesteeld of bladsteel ca. 1 cm lang. Rozetbladen afwezig **Tuitje:** kokervormig, donkerbruin 1-2 cm lang, membraneus, kort zacht behaard, niet gewimperd. **Bloeiwijze:** eindstandig, pluimvormig, vertakt, zacht behaard, met rood aangelopen assen. **Bloemdek:** (2.5-)3-4(-5) mm, welriekend, bloemsteeltjes 2-3.5 mm lang, meestal 5 bloemdekbladen, roomkleurig wit, de binnenste 3 stomp, breed eivormig 3-3.5(-4) mm lang, de buitenste 2 spits, eivormig, kleiner dan de binnenste. **Meeldraden:** (7-)8 ongelijk van lengte. **Vruchtbeginsel:** Driehoekig met 3 vrije stijlen. **Nootje:** driehoekig 3(-3.5) x 1.5 mm, bruin, glimmend. (Flora of Pakistan op <http://www.tropicos.org/> Rubrivena polystachya (Wall. ex Meisn.) M. Král, Hong 1993, Stace 2019).

Opmerkelijk is dat de beschrijvingen in de Flora of Pakistan en de Flora of China o.a. kleinere bladafmetingen opgeven dan Europese flora's en de plant karakteriseren als "shrubby" (struikachtig).

Gelijkende soorten

Gelijkende soorten die in Europa in de handel zijn (**vet**) en/of mogelijk kunnen verwilderen, zijn (Jonsell 1999, Hoffman 2016a, Stace 2019, naamgeving volgens Schuster et al. 2015):

- **Koenigia alpina** (*Aconogonon alpinum*, *Persicaria alpina*, *Polygonum alpinum*, *Pleuropterypyrum alpinum*, *Polygonum polymorphum*, *Aconogonon polymorphum*).
- **Koenigia alaskana** (*Polygonum alpinum* var. *lapathifolium*, *Polygonum polymorphum* var. *lapathifolium*, *Polygonum alpinum* var. *alaskanum*, *Polygonum alpinum* subsp. *alaskanum*, *Polygonum alaskanum*, *Aconogonon alaskanum*, *Aconogonon hultenianum* var. *lapathifolium*).
- **Koenigia x fennica** (= *Koenigia alpina* x *Koenigia weyrichii*), (*Aconogonon x fennicum*, *Persicaria x fennica*, *Polygonum x fennicum*).
- **Koenigia weyrichii** (*Aconogonon weyrichii*, *Persicaria weyrichii*, *Polygonum weyrichii*)
- **Koenigia mollis** (*Aconogonon molle*, *Polygonum molle*, *Ampelygonum molle*).
- **Koenigia campanulata** (*Polygonum campanulatum*, *Reynoutria campanulata*, *Aconogonon campanulatum*, *Persicaria campanulata*).
- **Koenigia lichiangensis** (*Polygonum lichiangense*, *Aconogonon lichiangense*).

Op de website Plantago.nl staan onder de naam *Polygonum polymorphum* (Alpenknöterich) meer verkooppunten in Nederland van *Koenigia alpina* vermeld dan van *K. polystachya* (onder de naam *Persicaria polystachya*). *Koenigia alpina* is in het verleden meermalen verwilderd in Nederland aangetroffen.

De langste (buitenste) bloemdekbladen zijn bij *K. polystachya*, *K. alpina* en *K. x fennica* tijdens de bloei langer dan 2,5 mm; bij *K. weyrichii* en *K. mollis* zijn deze korter dan 2,5 mm. De stijl (+stempel) is bij *K. polystachya* langer dan 0,5 mm en de bladvoet van de onderste bladen is hartvormig of afgeknot; bij *K. alpina* en *K. x fennica* is de stijl (+stempel) korter dan 0,5 mm en is de bladvoet van de onderste bladen wigvormig (Stace 2019). Verwilderde

exemplaren van *K. polystachya* var. *pubescens* en *K. campanulata* zijn in het verleden in het Verenigd Koninkrijk aangezien voor *K. lichiangensis* (Conolly 1991).

6.1.5 Voortplanting en dispersie

Levenscyclus

K. polystachya bloeit later dan de drie *Reynoutria* soorten; van september-oktober tot ver in november (Floraweb.de, Diekjobst 1992, De Visser 1973).

Voortplanting

In Tsjechië, Polen en Duitsland worden, vanwege de late bloei, waarschijnlijk geen rijpe vruchten gevormd en plant de soort zich vegetatief voort door middel van rhizoomfragmenten (Kaplan et al. 2017, Diekjobst 1992, Bartoszek et al. 2006). In de Verenigde Staten worden in Californië zelden vruchten gevormd in het noordelijker gelegen Brits Columbia zijn de planten steriel (DiTomaso & Healy 2007 in Klein 2011). In Nederland schijnt vruchtvorming zelden op te treden (Weeda et al. 1985). In Nederland staan de planten half oktober in volle bloei. Het is onwaarschijnlijk dat de planten rijpe zaden produceren, voordat de vorst invalt.

Bestuivers

Over specifieke bestuivers is geen informatie gevonden. Net als *Reynoutria*-soorten zijn de welriekende bloemen waarschijnlijk aantrekkelijk voor een groot scala aan insecten. In Nederland worden de bloemen in oktober vooral bezocht door verschillende soorten grote en kleine Diptera (vliegen) (waarneming R. Beringen).

Hybriden

Hoewel er geen hybriden beschreven zijn, lijkt er wel variatie te bestaan in hetgeen *K. polystachya* wordt genoemd. Mogelijk zijn er tussen de nauwverwante taxa meer hybriden ontstaan dan alleen *Koenigia x fennica*.

Dispersie

Er is weinig bekend over de verspreiding van zaden van *K. polystachya*. In Europa lijkt de plant vooral door vegetatieve verspreiding nieuwe plaatsen te kunnen bereiken (Tanner & Branquart, 2019).

Vegetatieve verspreiding

In het Verenigd Koninkrijk vestigt *K. polystachya* zich maar zelden op nieuwe locaties. De meeste groeiplaatsen in het Verenigd Koninkrijk zijn verlaten tuinen of plekken waar tuinafval gedumpt is (Conolly 1977). De plant kan zich vegetatief sterk uitbreiden; groeiplaatsen van enkel tientallen tot enkel honderden vierkante meters komen voor (Diekjobst 1992, De Visser 1973, Bacieczko et al. 2015). De omvang van een populatie in Polen nam in 17 jaar meer dan 30 x in omvang toe, maar ook in Polen lijkt natuurlijke verspreiding over lange afstand niet voor te komen en zijn er geen nieuwe vestigingen in de buurt van de bestaande (Bacieczko et al. 2015).

6.1.6. Standplaats en ecologie

K. polystachya groeit voornamelijk op niet beheerde standplaatsen, zoals langs beken, taluds langs bermen en spoorbanen, bosranden, heggen en op ruderaal terreinen (Kaplan et al. 2017, Conolly 1977, infoflora.ch, Follak et al. 2018). Onder gunstige omstandigheden langs oevers kan de soort een hoogte van 2,5 meter bereiken (Diekjobst 1992). Binnen het oorspronkelijke verspreidingsgebied is *K. polystachya* een pioniersoort die zich vestigt op verstoorde plekken zoals rotsvelden en lawinebanen (Kala 2004).

Vegetaties met *K. polystachya* worden in Duitsland gerangschikt in het verbond *Aegopodion podagrariae* binnen de Klasse der Nitrofiële zomen (*Galio-Urticetea dioicae*) (Floraweb.de).

In Polen groeit de soort eveneens samen met nitrofiële soorten als o.a. *Aegopodium podagraria*, *Urtica dioica*, *Cirsium oleraceum*, *Epilobium hirsutum*, *Rumex obtusifolius*, *Rubus caesius*, *Galium aparine* en *Geum urbanum* en exoten zoals *Impatiens glandulifera*, *Solidago gigantea*, *Reynoutria japonica* en *Robinia pseudoacacia* (Bartoszek et al. 2006, Bacieczko et al. 2015).

Op een groeiplaats in Nederland (Soesterberg) groeit de soort op droog, grindrijk zand. De vegetatie in de directe omgeving bestaat uit Braam (*Rubus fruticosus*), Struisgras (*Agrostis spec.*), Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*) en opslag van Ruwe berk (*Betula pendula*, Grove den (*Pinus sylvestris*) en Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) (eigen waarneming R. Beringen).

De pH van de bodem op een groeiplaats in Polen bedroeg 7,1. De gehalten organisch koolstof en totaal stikstof waren relatief laag (resp. 2,8% en 0,26%). De gehalten aan beschikbaar kalium en fosfaat lagen relatief hoog (Bacieczko et al. 2015).

6.2 Verspreiding

6.2.1 Invasiegeschiedenis en potentieel verspreidingsgebied

K. polystachya is als tuinplant vanuit Azië (Himalaya) ingevoerd in Europa. In het Verenigd Koninkrijk is de plant omstreeks 1900 ingevoerd en aangeplant in botanische tuinen. De eerste vermelding van verwildering in het Verenigd Koninkrijk dateert uit 1917 (Conolly 1977). In Polen wordt de soort regelmatig aangetroffen als relict in parken bij verlaten landhuizen (Bartoszek et al. 2006). In Nederland is de soort voor het eerst in 1920 verzameld, maar het herbariummateriaal is pas in 1944 herkend. Verwilderingen werden aanvankelijk vooral aangetroffen in en nabij landgoederen en in bermen in het midden van het land (Van der Ham 1985). De soort werd door Londo & Leys (1979) beschouwd als een stinseplant; “een soort die in zijn verspreiding binnen een bepaald gebied (vrijwel) uitsluitend beperkt is tot stinsen, buitenplaatsen, oude boerenhoeven, pastoretuinen en aanverwante milieus zoals kerkhoven en oude stadswallen”.

6.2.2 Introductieroutes (UNEP pathways en vectoren)

De introductieroutes worden in tabel 6.1 samengevat.

Tabel 6.1. Introductieroutes en pathways voor *K. polystachya*.

Category	Subcategory	primair	secundair
Escape from confinement	Botanical garden/zoo/	X	
	Horticulture	X	
Transport contaminant	Transportation of habitat material (soil, vegetation, wood)		X
Corridor	Interconnected waterways		X

Opzettelijk

K. polystachya is vanuit Azië in Europa geïntroduceerd en vooral toegepast als sierplant. Nieuwe groeiplaatsen buiten tuinen zijn veelal ontstaan door dumping van tuinafval of door het storten van met rhizoomfragmenten verontreinigde grond.

Onopzettelijk

Bij ondeskundig beheer van bestaande groeiplaatsen o.a. bij grondverzet en bij maaiwerkzaamheden kunnen net als bij de andere Aziatische duizendknopen levensvatbare rhizoomfragmenten (maar vermoedelijk ook stengelfragmenten) verspreid worden. De plant zou kunnen regenereren uit rhizoomfragmenten van 1cm lang. Verspreiding van rhizoomfragmenten via water zou mogelijk kunnen zijn (Tanner & Branquart 2019).

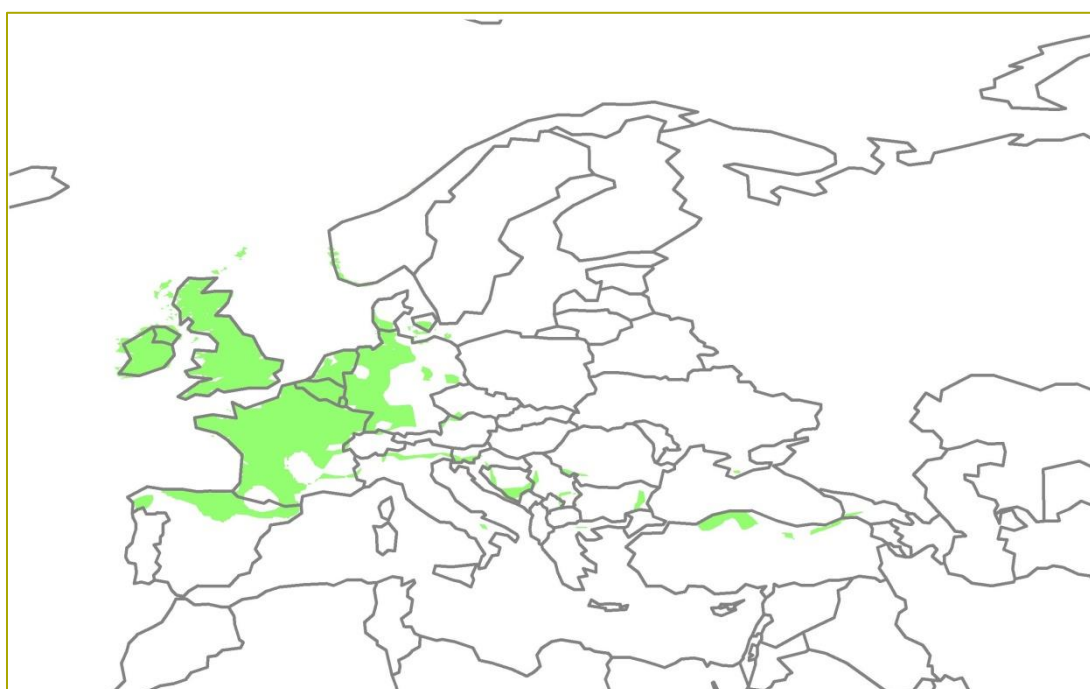
6.2.3 Klimaat en biogeografie

Klimaatmatch

Het oorspronkelijk verspreidingsgebied van *K. polystachya* omvat de in tabel 6.2 genoemde Köppen-Geiger klimaatregio's (<http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/present.htm>). De gebieden binnen Europa met overeenkomstige klimaten zijn weergegeven in figuur 6.1.

Tabel 6.2. Köppen-Geiger klimaatregio's binnen het oorspronkelijke verspreidingsgebied van *K. polystachya*.

Code	Köppen-Geiger classificatie	Oorspronkelijk areaal in
Cfb	Temperate-Without dry season-Warm Summer	China (Yunnan),
Cwa	Temperate-Dry Winter-Hot Summer	Nepal, Bhutan, Assam, Arunchal pradesh, Himachal pradesh
Cwb	Temperate-Dry Winter-Warm Summer	Nepal, Bhutan, Assam, Sikkim, Arunchal pradesh, Himachal pradesh, China (Yunnan, Sichuan)



Figuur 6.1. De ligging van klimaatregio Cfb binnen Europa.

Binnen Europa is de klimaatregio Cfb het enige gebied dat wat klimaat betreft overeenkomt met het klimaat binnen een deel van het oorspronkelijke verspreidingsgebied. Slechts een relatief klein deel van het oorspronkelijke verspreidingsgebied ligt in deze klimaatregio. Binnen Europa liggen vooral de gebieden met een Atlantisch klimaat binnen deze klimaatregio (figuur 6.1). De voorkeur voor Atlantische klimaten, zonder strenge winters, wordt bevestigd doordat binnen de Britse eilanden *K. polystachya* vooral een westelijke verspreiding heeft (Conolly 1977) en omdat binnen Frankrijk de soort alleen in Bretagne als invasief wordt beschouwd (Quere & Geslin 2016).

Biogeografie voorkomen Europa

K. polystachya komt binnen Europa voor in de volgende biogeografische regio's (In Bijlage 1 en Bijlage 2 uitgebreid, hieronder op hoofdlijnen samengevat):

Atlantische regio: Ierland, Verenigd Koninkrijk, Nederland, België.

Continentale regio: Polen, Tsjechië, Duitsland, Denemarken.

Boreale regio: Zweden

Mediterrane regio: Spanje, Italië

Mogelijk ook binnen de alpiene regio:

Alpiene regio: Liechtenstein, Oostenrijk, Zwitserland, Noorwegen.

Klimaatscenario's

Klimaatmodellen voorspellen voor de toekomst hogere wintertemperaturen op hogere breedtegraden en drogere zomers. Op basis van klimaatmodellen wordt verwacht dat de soort zich verder zal uitbreiden in het noorden van het Iberisch schiereiland, de Britse eilanden, Scandinavië, de Alpen en de bergen van Zuidoost-Europa (Chapman 2018 in Tanner & Branquart 2019). De soort lijkt alleen belemmerd te worden door koude winters in Noord-Scandinavië en droogte in delen van Zuid-Europa.

6.2.4 Voorkomen binnen EU

De landen binnen Europa waarin *K. polystachya* verwilderd is, zijn weergegeven in figuur 6.2 en Bijlage 1. De verspreiding in Nederland is weergegeven in figuur 6.3. Binnen de EU wordt de soort alleen in het Verenigd Koninkrijk en in België als invasief beschouwd. In Bretagne wordt de soort geclassificeerd als een IA1i-soort¹, hetgeen inhoudt dat de soort is ingeburgerd of aan het inburgeren is, in natuurlijke of halfnatuurlijke plantengemeenschappen invasief kan worden en bovendien concurreert met inheemse soorten en ecosystemen veranderd (Quere & Geslin 2016).

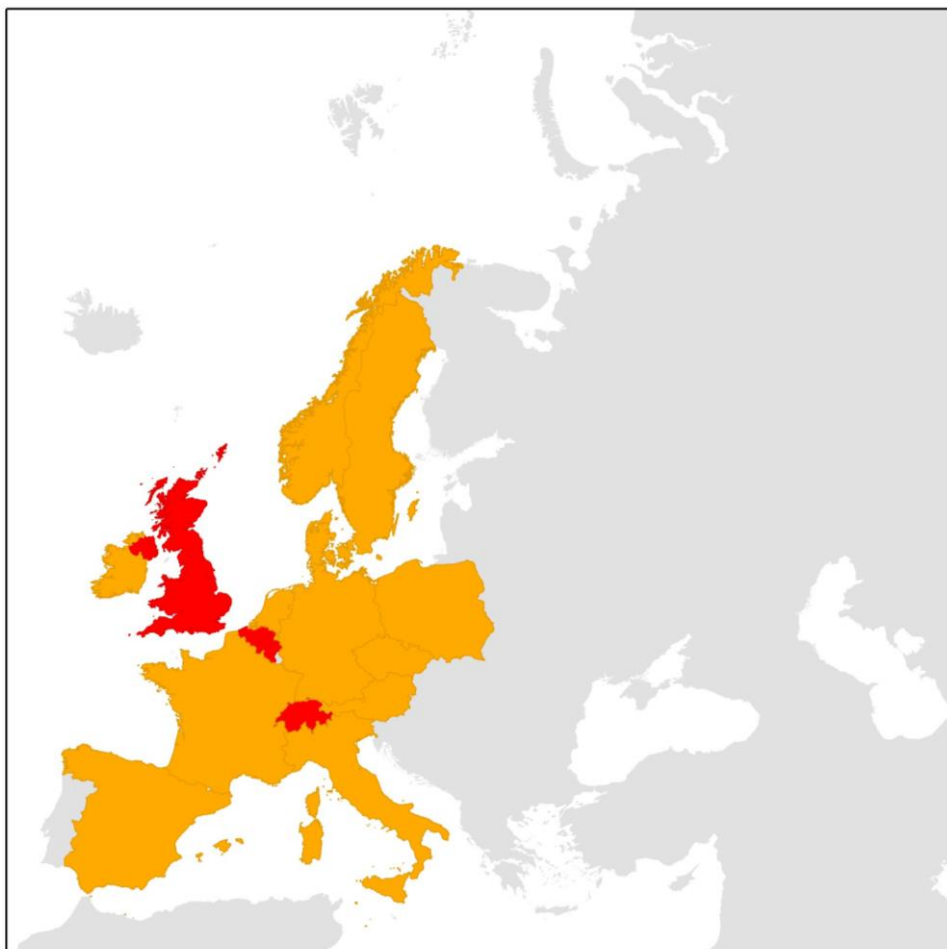
Buiten de EU geldt de soort o.a. in Zwitserland (Buholzer et al. 2014) en in enkele westelijke staten van de Verenigde Staten (inclusief Alaska) als invasief (<https://www.cabi.org/isc/datasheet/120210>).

In vergelijking met de *Reynoutria*-soorten is deze soort in Europa minder wijd verspreid en wordt in minder landen invasief geacht.



Figuur 6.1 Afghaanse duizendknoop (Ruud Beringen)

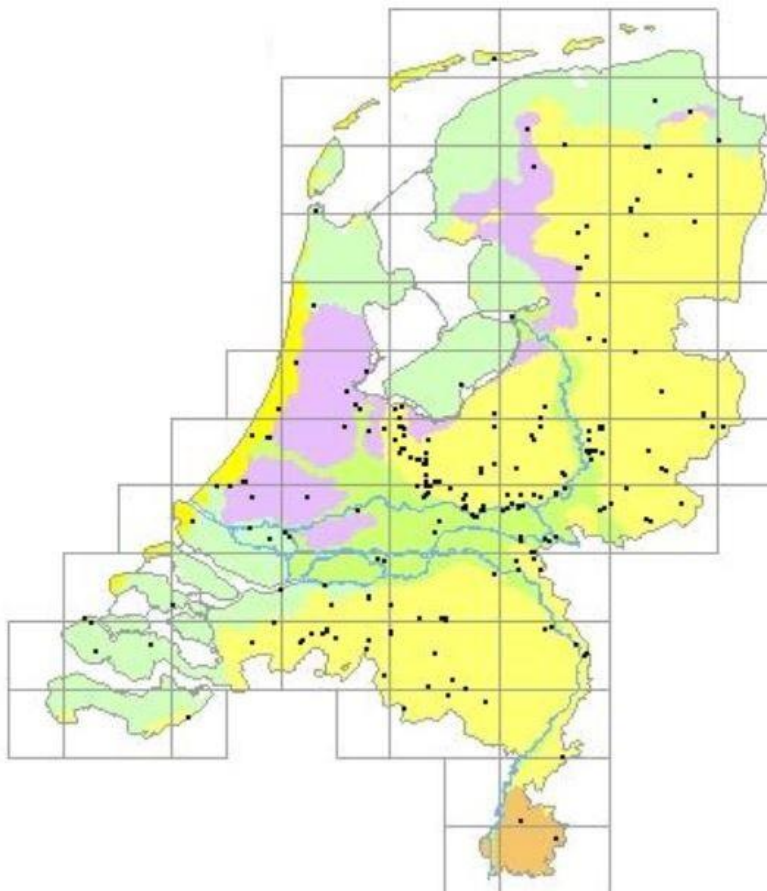
¹ "Taxon naturalisé ou en voie de naturalisation présentant un caractère envahissant à l'intérieur de communautés végétales naturelles ou semi-naturelles, Concurrence les espèces indigènes et modifie les écosystèmes."



Verspreiding *Koenigia polystachya*



Figuur 6.2 Verspreiding en mate van invasiviteit van *Koenigia polystachya* in Europa (Bron: <https://www.cabi.org>, april 2019). N.B. andere bronnen kunnen andere of aanvullende informatie geven over verspreiding en invasiviteit dan deze kaart aangeeft.



Figuur 6.3. De verspreiding van *Koenigia polystachya* in Nederland op basis van waarnemingen in de NDFF (2019).

6.3 Impacts

6.3.1 Biodiversiteit en ecosystemen

Binnen het oorspronkelijke areaal in de Himalaya is *K. polystachya* de laatste decennia een probleemsoort geworden in enkele nationale parken in India. De soort groeide aanvankelijk alleen op verstoorte plekken als rotsvelden en lawinebanen, maar breidt zich nu uit. De uitbreiding is begonnen nadat herders en hun kuddes uit de nationale parken geweerd werden. De soort vormt nu dichte bestanden en verdringt veel bedreigde soorten uit de alpiene- en subalpiene zones boven de boomgrens. *K. polystachya* heeft zich hier recent ook rond de boomgrens en in de bossen gevestigd, waardoor mogelijk de bosverjonging belemmerd wordt (Kala 2004, Negi et al. 2017).

Dichte bestanden kunnen inheemse soorten overschaduwen en verdringen. Bosverjonging wordt belemmerd. In rivierbegeleidende biotopen vermindert de habitatkwaliteit voor vis en overige fauna. Haarden langs wateren kunnen insectenpopulaties, die als voedselbron voor

zalmen dienen, nadelig beïnvloeden (DiTomaso & Healy 2007, Wilson 2007 en WSDA 2008 in Nawrocki et al. 2011 & Klein 2011²).

Ook in Bretagne is de soort aan het inburgeren in natuurlijke of halfnatuurlijke plantengemeenschappen, concurreert met inheemse soorten en verandert ecosystemen (Quere & Geslin 2016).

In vergelijking met de *Reynoutria*-soorten is deze soort in Europa minder wijd verspreid en wordt in minder landen invasief geacht. Ook de dominantie in de vegetatie door *K. polystachya* is waarschijnlijk minder sterk dan bij de *Reynoutria*-soorten, hoewel harde gegevens hierover ontbreken.

6.3.2 Rode Lijst- en Beschermde soorten

Er zijn geen publicaties gevonden die een effect van Afghaanse duizendknoop op Rode-lijstsoorten of beschermde soorten laten zien in Europa. Ook navraag bij een aantal kenners van exoten in natuurgebieden levert geen voorbeelden op van afname van beleidsrelevante soorten (Mond.med. Henk Siebel en Max Simmelink).

6.3.3 EU-habitats

De Natura2000-gebieden in Nederland waarbinnen *K. polystachya* is aangetroffen zijn weergegeven in Bijlage 4. *K. polystachya* is binnen 9 (mogelijk 14) Natura2000-gebieden in Nederland waargenomen. Het voorkomen binnen een Natura2000-gebied hoeft niet te betekenen dat de soort ook binnen een te beschermen EU-habitatype groeit.

Over het voorkomen in EU-habitats in Nederland of in andere EU-landen is geen informatie gevonden.

6.3.4 Chemische-fysische eigenschappen en structuur van ecosystemen

K. polystachya produceert in verhouding tot de andere soorten binnen het oorspronkelijk areaal veel biomassa en verdampt veel vocht en voorkomt zo uitspoeling van nutriënten. Vanwege accumulatie van organische stof is het gehalte aan organisch stof daarom relatief hoog onder bestanden van *K. polystachya*, (Kala 2004).

K. polystachya vermindert de beschikbaarheid van nutriënten in de bodem. De dichte begroeiingen met veel strooisel verhinderen de ontkieming van inheemse soorten. Doordat bomen verdrongen kunnen worden kan de beschaduwing van rivieren en beken verminderen (Wilson 2007 en WSDA 2008 in Nawrocki et al. 2011 & Klein 2011²).

6.3.5 Ecosysteemdiensten

Productverstrekkingdiensten

Binnen het oorspronkelijke verspreidingsgebied worden de malse jonge scheuten en bladeren gegeten als groente. De planten worden vaak gegeten door paarden en muilezels (Hong 1993).

Regulerende diensten

Met behulp van zijn dikke en lange rhizomen voorkomt *K. polystachya* erosie en stabiliseert het hellingen (Kala 2004) in het oorspronkelijke verspreidingsgebied.

6.3.6 Volksgezondheid & economie

Volksgezondheid

² N.B. De impacts uit Nawrocki et al.2011 en Klein 2011 zijn overgenomen uit publicaties waarin alle duizendknopen tegelijk worden behandeld en er geen onderscheid gemaakt wordt tussen de verschillende soorten.

Er zijn geen schadelijke effecten beschreven van het eten van *K. polystachya* als groente. Of de oxaalzuurgehaltes van deze soort vergelijkbaar zijn met de *Reynoutria*-soorten is niet bekend. In dat geval zouden dezelfde voorbehouden gelden als bij die soorten zijn vermeld.

Veiligheid personen, infrastructuur

Het is niet bekend of dammen en dijken begroeid met *K. polystachya* meer of minder gevoelig zijn voor erosie.

Socio-economische impact

Er is niets bekend over schade aan gebouwen of infrastructuur. De vermeende schadelijkheid berust op de aanname dat de soort wel net zo schadelijk zou zijn als *R. japonica*.

Binnen het oorspronkelijk verspreidingsgebied wordt gemeld dat weidegronden in waarde afnemen als *K. polystachya* zich vestigt. Dat wordt in Europa nergens gemeld.

In Nederland is er de laatste jaren duidelijk meer aandacht voor economische schade van Aziatische duizendknopen. Weg- en waterbeheerders worden geregeld aangesproken op hun verantwoordelijkheid als aangrenzende particuliere terreinen vanuit hun beheergebied worden besmet. Particulieren zoeken naar mogelijkheden om besmettingen in hun tuin te bestrijden (eigen waarneming, FLORON & Radboud Universiteit). Dit heeft zeer waarschijnlijk geen betrekking op een relatief zeldzame soort als *K. polystachya*.

In vergelijking met de *Reynoutria*-soorten wordt deze soort in Europa in minder landen invasief geacht. De socio-economische impact van deze soort wordt daarom lager ingeschat dan de impact van de *Reynoutria*-soorten.

7 Resultaten Risicoanalyse

De risicoclassificaties van de vier Aziatische duizendknopen (consensuscores) en de zekerheden daarvan zijn weergegeven in tabel 7.1. Deze beoordelingen worden kort toegelicht in paragraaf 7.1, waarbij telkens tussen haakjes is verwezen naar de nummering van de betreffende criteria (A1-A41; conform de onlineversie van het Harmonia+ protocol). De berekende risico- en zekerheidsscores zijn vermeld in de tabellen 7.2 t/m 7.4 en worden toegelicht in paragraaf 7.2.

7.1 Risicoclassificaties

Context

De risicobeoordelingen zijn door de vijf auteurs van dit rapport uitgevoerd (A1) voor de Japanse duizendknoop (*Reynoutria japonica*), Sachalinse duizendknoop (*Reynoutria sachalinensis*), Basterdduizendknoop (*Reynoutria x bohémica*) en Afghaanse duizendknoop (*Koenigia polystachya*) (A2). Deze risicobeoordelingen zijn uitgevoerd voor Nederland en de EU (A3). De vier Aziatische duizendknopen zijn reeds aanwezig in de EU en hebben gevestigde populaties in meerdere lidstaten, waaronder Nederland (A4). De risicodomeinen van de beoordelingen zijn 'milieu en volksgezondheid' (A5). De risicobeoordelingen zijn uitgevoerd op basis van alle beschikbare informatie over de vier Aziatische duizendknopen (Hoofdstuk 3-6). Tijdens de workshop is volledige overeenstemming bereikt over alle risicoclassificaties en de zekerheden daarvan. Hieronder worden de risicobeoordelingen voor de EU kort toegelicht. De risicoclassificaties voor Nederland komen volledig overeen met deze beoordelingen voor de EU.

Introductie

De kans op introductie in de EU via natuurlijke verspreiding (dispersie) vanuit het herkomstgebied is voor de vier Aziatische duizendknopen beoordeeld als laag (A6). Hierbij geldt een hoge zekerheid vanwege de grote afstand tot oorspronkelijke verspreidingsgebieden en talrijke (natuurlijke) barrières. Bovendien is geen informatie gevonden over natuurlijke vectoren voor dispersie van deze duizendknopen over lange afstanden. Het is daarom zeer aannemelijk dat hun natuurlijke introductiefrequentie lager is dan 1 keer per 30 jaar.

De kans op (on)bedoelde introducties van de vier Aziatische duizendknopen door de mens (A7 en A8) zijn echter hoog. Voor deze classificatie geldt een hoge zekerheid. De vier Aziatische duizendknopen zijn immers recent al in veel EU-lidstaten en andere werelddelen voor de sierteelt en als energiegewas geïntroduceerd (Bijlage 1). Deze planten verspreiden zich in hoofdzaak vegetatief via kleine fragmenten van wortels en stengels (o.a. via grondverzet, maaisel en tuinafval). Gelet op de wijde verspreiding is de gecombineerde kans van introductie en daaropvolgende (on)bedoelde verspreiding in het wild (in de EU) beoordeeld als groter dan 1 keer per jaar.

Vestiging

Alle beoordeelde Aziatische duizendknopen hebben reeds gevestigde populaties in meerdere lidstaten en kennen een wijde verspreiding (Bijlage 1). De beschikbare verspreidingsgegevens bevestigen dat zowel de klimaat- als habitatomstandigheden optimaal moeten zijn in grote delen van de EU, waaronder Nederland (A9 en A10). De zekerheid over de geschiktheid van klimaat- als habitatomstandigheden is hoog omdat veel verspreidingsdata en wetenschappelijke publicaties beschikbaar zijn over succesvolle vestiging van de vier Aziatische duizendknopen in de EU.

Verspreiding

De natuurlijke dispersiecapaciteit voor secundaire verspreiding van de drie *Reynoutria*'s binnen de EU is beoordeeld als hoog met een matige zekerheid (A11). Hierbij is aangenomen dat de natuurlijke verbreding momenteel niet alleen via vegetatieve voortplanting plaatsvindt, maar in toenemende mate ook door zaadverspreiding. Fragmenten van planten en wortels kunnen onder andere via waterstroming verspreiden wanneer de oever bij hoge waterafvoeren erodeert (Van Oorschot et al., 2017). Kiemkrachtige zaden kunnen zich met stromend water verspreiden. Zeker in beek- en riviersystemen met snelstromend water zijn de afstanden waarover de zaden zich kunnen verspreiden potentieel groot. Het is hierbij niet goed mogelijk om te differentiëren tussen de drie *Reynoutria*'s, vanwege het ontbreken van voldoende veldgegevens over succesvolle vegetatieve en generatieve voortplanting (zaadvorming, kieming en vestiging). De natuurlijke dispersiecapaciteit van *K. polystachya* is laag. De soort bloeit pas laat in het jaar en vruchtvorming treedt niet of weinig op. Natuurlijke vestiging van *K. polystachya* op nieuwe locaties wordt zelden waargenomen (paragraaf 6.1.5). Hierover zijn maar weinig publicaties beschikbaar vandaar dat voor deze risicoclassificatie een lage zekerheid geldt. De vier Aziatische duizendknopen zijn al wijd verspreid binnen de EU. Hun verspreiding is vooral gerelateerd aan menselijke activiteiten (grondverzet, maaibeheer, sierteelt). De verspreiding door de mens vindt in de gehele EU zeker vaker dan 1 keer per jaar plaats. Voor *R. japonica*, *R. x bohemica* en *R. sachalinensis* zijn diverse primaire en secundaire introductieroutes bekend (Paragrafen 3.2.2, 4.2.2 en 5.2.2). *K. polystachya* wordt door enkele kwekers in de EU aangeboden (Paragraaf 6.1.2). Daarom is de frequentie van secundaire verspreiding van de vier Aziatische duizendknopen via menselijke activiteiten beoordeeld als hoog met een hoge zekerheid (A12).

Milieurisico

Effecten van Aziatische duizendknopen op inheemse soorten door predatie, parasitisme of herbivorie (A13) zijn niet van toepassing. Dit kan met hoge zekerheid worden gesteld. Duizendknopen zijn autotrofe planten die niet parasiteren en ook geen mechanismen hebben ontwikkeld voor predatie op diersoorten (zoals vleesetende planten). Herbivorie is geen eigenschap van planten en heeft betrekking op begrazing van de vegetatie door planteneterende dieren.

De effecten van de drie *Reynoutria*'s op inheemse soorten door competitie (A14) zijn beoordeeld als hoog (Paragraaf 3.3, 4.3 en 5.3). Voor deze beoordeling geldt een hoge zekerheid omdat over de competitie met inheemse soorten relatief veel wetenschappelijke publicaties beschikbaar zijn. Uit de beschikbare informatie blijkt dat *R. x bohemica* over het algemeen concurrentiekrachtiger is dan de beide oudersoorten (*R. japonica* en *R. sachalinensis*) en dat *K. polystachya* waarschijnlijk minder concurrentiekrachtig is dan de drie beoordeelde *Reynoutria*'s. Over effecten van *K. polystachya* op biodiversiteit is echter voor de EU weinig informatie beschikbaar en daarom is dit risico beoordeeld met een lage zekerheid.

De kans op effecten bij inheemse soorten door hybridisatie (A15) is voor de vier Aziatische duizendknopen geclassificeerd als geen/zeer laag en met een hoge zekerheid. Binnen de EU komen geen nauw verwante *inheemse* soorten voor waarmee hybridisatie kan optreden (Paragrafen 3.1.5, 4.1.5, 5.1.5 en 6.1.5).

De kans op effecten op inheemse soorten door overdracht van parasieten of pathogenen van de vier Aziatische duizendknopen (A16) is geclassificeerd als zeer laag met een matige zekerheid. Dergelijke effecten zijn voor zover bekend in de EU niet gesignaleerd ondanks relatief lange aanwezigheid en talrijke introducties in het verleden. Hierover is echter relatief weinig expliciete documentatie beschikbaar voor de EU.

De drie *Reynoutria*'s hebben significante effecten op de integriteit van ecosystemen door veranderingen in abiotiek (A17) en biotiek (A18) en hierover is veel wetenschappelijke literatuur beschikbaar. Dit risico is daarom als hoog en met een hoge zekerheid beoordeeld. De dominantie van de vegetatie door *K. polystachya* is waarschijnlijk minder sterk. Over de effecten van deze soort op de (a)biotiek van ecosystemen in de EU is nauwelijks

documentatie beschikbaar, vandaar dat een lage zekerheid is toegekend aan deze risicoclassificatie.

Risico voor plantenteelt

Effecten van Aziatische duizendknopen op soorten in de plantenteelt door predatie, parasitisme of herbivorie (A19) zijn niet van toepassing. Dit kan met hoge zekerheid worden gesteld. Duizendknopen zijn autotrofe planten die niet parasiteren of mechanismen hebben ontwikkeld voor predatie op andere soorten. Herbivorie of begrazing is een eigenschap van planteneterende dieren.

De kans op ongewenste effecten in de plantenteelt door competitie (A20) is voor de vier Aziatische duizendknopen beoordeeld als laag. In de omvangrijke literatuur over milieugevolgen van de drie *Reynoutria*'s zijn daarover met betrekking tot Europa vooralsnog nagenoeg geen vermeldingen of aanwijzingen gevonden, vandaar dat een matige zekerheid is toegekend aan hun risicoclassificaties. Het is niet ondenkbaar dat *Reynoutria*'s zich in de toekomst lokaal tot lastige wortelonkruiden kunnen ontwikkelen. Wegens gebrek aan wetenschappelijke documentatie over milieueffecten van *K. polystachya* is de zekerheid van de risicoclassificatie voor deze soort laag.

De kans op effecten op teeltplanten door hybridisatie (A21) is beoordeeld als matig wanneer *R. sachalinensis* en *R. x bohémica* samen op grote schaal worden geteeld als energiegewas (Matthews et al., 2015). Voor *R. japonica* is dit niet het geval omdat deze soort in Nederland geen stuifmeel produceert. Hierbij geldt de premisse dat er momenteel in Europa bijna alleen mannelijk infertiele planten van deze soort groeien. Daarom is deze kans voor *R. japonica* beoordeeld als laag. Als dit anders wordt in de toekomst moet de score voor deze soort worden bijgesteld. Over de hybridisatie van de drie *Reynoutria*'s is relatief veel kennis en informatie beschikbaar. Daarom is een hoge zekerheid aan deze risicoclassificaties toegekend. Voor *K. polystachya* zijn in de schaarse literatuur over deze soort geen aanwijzingen gevonden voor mogelijke hybridisatie met andere teeltplanten in de EU. Daarom is de risicoclassificatie geen/zeer laag toegekend, maar wel met een lage zekerheid vanwege gebrek aan wetenschappelijke documentatie.

De kans op effecten op de integriteit van teeltsystemen (A22) is voor alle vier Aziatische duizendknopen beoordeeld als zeer laag. In de omvangrijke literatuur over milieugevolgen van de drie *Reynoutria*'s zijn hierover met betrekking tot Europa vooralsnog nagenoeg geen vermeldingen of aanwijzingen gevonden, vandaar dat een matige zekerheid is toegekend aan deze risicoclassificaties. Het is niet ondenkbaar dat *Reynoutria*'s in de toekomst de natuurlijke verjonging in de bosbouw of landbouw lokaal negatief kunnen gaan beïnvloeden. Voor *K. polystachya* is in de literatuur vermeld dat deze soort in de Himalaya weidegronden koloniseert. In Europa zijn daarvoor geen aanwijzingen en ook niet dat deze soort een groter effect op de integriteit van teeltsystemen kan hebben dan andere beoordeelde duizendknopen. Aan deze risicoclassificatie is een lage zekerheid toegekend omdat voor *K. polystachya* veel minder wetenschappelijke documentatie beschikbaar is dan voor de andere soorten.

Voor de EU zijn in de literatuur geen aanwijzingen gevonden voor effecten op plantenteelt door overdracht parasieten of pathogenen (A23) en daarom is de kans daarop voor de vier Aziatische duizendknopen als zeer laag geclassificeerd. Wegens het ontbreken van expliciete vermeldingen hiervan is hieraan een matige zekerheid toegekend voor de drie *Reynoutria*'s. Voor *K. polystachya* is de zekerheid laag omdat nog zeer weinig studies naar de milieueffecten van deze soort zijn uitgevoerd.

Risico voor gedomesticeerde dieren

Effecten op dierenwelzijn of -productie door parasitisme of predatie (A24) zijn niet van toepassing bij uitheemse planten en hiervoor geldt dus een hoge zekerheid.

De kans op effecten op dierenwelzijn of -productie door gevaarlijke plantenstoffen (A25) van de vier Aziatische duizendknopen is laag en deze classificatie wordt met een hoge zekerheid gegeven omdat daarover in de wetenschappelijke literatuur geen aanwijzingen zijn gevonden

terwijl wereldwijd relatief veel onderzoek is verricht aan toxische afweerstoffen en giftigheid van planten.

Voor zover bekend hebben Aziatische duizendknopen in de EU geen effecten op dierenwelzijn of veehouderij door overdracht parasieten of pathogenen (A26). Daarom wordt met een hoge zekerheid gesteld dat dit criterium niet van toepassing is. Aan de risicoclassificatie voor *K. polystachya* is een matige zekerheid toegekend omdat deze soort nog relatief weinig is bestudeerd.

Risico voor volksgezondheid

Bij de vier Aziatische duizendknopen is de risicocategorie 'Effecten op de volksgezondheid door parasitisme (A27)' niet van toepassing en hiervoor geldt een hoge zekerheid. Ondanks veel literatuur over effecten van *Reynoutria*'s is geen documentatie gevonden over effecten voor de volksgezondheid door contact met gevaarlijke plantenstoffen (A28). Voor deze risicoclassificatie geldt een hoge zekerheid. Effecten voor de volksgezondheid door overdracht parasieten of pathogenen zijn niet van toepassing (A29). Voor de risicoclassificaties van *K. polystachya* (A28-29) geldt een matige zekerheid omdat nog relatief weinig (wetenschappelijke) literatuur beschikbaar is over de effecten van deze soort.

Risico overige effecten

Bij dit criterium is beoordeeld hoe groot de kans is dat schade optreedt aan infrastructuur en de gebruiksmogelijkheden daarvan afnemen (A30). Bij deze beoordeling is de kans-consequentiematrix van het protocol gebruikt. Op basis van beschikbare kennis is geen differentiatie in risico's van de drie *Reynoutria*'s mogelijk. De kans op schade aan bestrating gebouwen, funderingen en ander infrastructuurle kunstwerken (zoals dijken en oevers) is groot, maar deze schade is reversibel. Dit resulteert in de risicoclassificatie hoog. Hierbij geldt een hoge zekerheid omdat voldoende (wetenschappelijke) documentatie over schade aan infrastructuur beschikbaar is. Voor *K. polystachya* is deze kans beoordeeld als laag omdat in het literatuuronderzoek geen vermeldingen over (mogelijke) schade aan infrastructuur zijn gevonden. Wegens het ontbreken van documentatie is de zekerheid van deze risicoclassificatie laag.

Gevolgen voor ecosysteemdiensten

Voor de drie *Reynoutria*'s zijn de effecten op productiediensten (A31) beoordeeld als neutraal en de effecten op regulerende diensten (A32) en culturele diensten (A33) als matig negatief. Voor deze risicoclassificaties geldt een matige zekerheid omdat in beginsel voldoende kennis beschikbaar is over de invloed van de drie *Reynoutria*'s op het functioneren van ecosystemen maar de effecten op ecosysteemdiensten niet zijn gekwantificeerd en methodieken ontbreken voor weging van positieve en negatieve diensten. De effecten van *K. polystachya* op ecosysteemdiensten (A31-A33) zijn beoordeeld als neutraal, maar met een lage zekerheid vanwege gebrek aan (wetenschappelijke) informatie.

Effect van klimaatverandering op risico's

De vier Aziatische duizendknopen zijn in diverse klimaatregio's van Europa en andere werelddelen geïntroduceerd en succesvol gevestigd. Klimaatverandering heeft naar verwachting geen invloed op natuurlijke en (on)bedoelde introductie in de EU (A34), vestiging (A35) en verspreiding binnen de EU (A36) van deze duizendknopen. Hierbij wordt uitgegaan van een tijdhorizon van 50 tot 100 jaar. De belangrijke introductieroutes en verspreidingsmechanismen zijn goed bekend en de risico's van introductie en verspreiding worden binnen de verwachte bandbreedte van temperatuur- en neerslagverandering niet beïnvloed door klimaatfactoren. Hiervoor geldt dan ook een hoge zekerheid want grote delen van de EU blijven ook in de nabije toekomst geschikt voor vestiging van de soorten. De ecologie van de drie *Reynoutria*'s is voldoende bekend en de auteurs verwachten niet dat de kans van ongewenste effecten voor milieu (A37), plantenteelt (A38), veehouderij (A39), volksgezondheid (A40) en infrastructuur (A41) veranderen bij klimaatverandering.

Ook voor *K. polystachya* worden geen effecten van klimaatverandering verwacht voor de risicoclassificaties A34 - A41, maar hiervoor geldt een lage zekerheid omdat geen documentatie en nog relatief weinig informatie over de ecologie van deze soort beschikbaar is. Alleen voor de beoordeling van de invloed van klimaatverandering op de introductierisico's (A34) geldt een hoge zekerheid, omdat een groot deel van de EU geschikt blijft voor vestiging en de introductiedruk in deze gebieden door andere factoren wordt bepaald.

Tabel 7.1: Risicobeoordeling van vier Aziatische duizendknopen met het Harmonia+ protocol. Zie ook Bijlage 8

Risicobeoordeling		Auteurs risicoanalyse voor NWVA		Auteurs risicoanalyse voor NWVA		Auteurs risicoanalyse voor NWVA	
1. Context risicobeoordeling		Auteurs risicoanalyse voor NWVA		Auteurs risicoanalyse voor NWVA		Auteurs risicoanalyse voor NWVA	
A01. Beoordelaar(s)		Europese Unie		Europese Unie		Europese Unie	
A02. Soortnaam		Milieu en volksgezondheid		Milieu en volksgezondheid		Milieu en volksgezondheid	
A03. Gebied		Risico		Risico		Risico	
A04. Soortstatus in gebied		Zekerheid		Zekerheid		Zekerheid	
A05. Risicodomeinen		Risico		Risico		Risico	
Risicocategorie		Zekerheid		Zekerheid		Zekerheid	
2. Risico introductie		Laag	Hoog	Laag	Hoog	Laag	Hoog
A06. Waarschijnlijkheid introductie via natuurlijke dispersie		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
A07. Waarschijnlijkheid onbewuste introducties		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
A08. Waarschijnlijkheid bewuste introducties		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
3. Risico vestiging		Optimaal	Hoog	Optimaal	Hoog	Optimaal	Hoog
A09. Klimaatomstandigheden voor vestiging		Optimaal	Hoog	Optimaal	Hoog	Optimaal	Hoog
A10. Habitatomstandigheden voor vestiging		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
4. Risico verspreiding		Hoog	Matig	Hoog	Matig	Hoog	Matig
A11. Natuurlijke dispersiecapaciteit voor secundaire verspreiding		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
A12. Frequentie secundaire verspreiding door mens		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
5a. Risico voor milieu		n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog
A13. Effecten inheemse soorten door predatie, parasitisme of herbivorie		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
A14. Effecten inheemse soorten door competitie		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
A15. Effecten inheemse soorten door hybridisatie		Geen/zeer laag	Hoog	Geen/zeer laag	Hoog	Geen/zeer laag	Hoog
A16. Effecten inheemse soorten door overdracht parasieten of pathogenen		Zeër laag	Matig	Zeër laag	Matig	Zeër laag	Matig
A17. Effecten integriteit ecosystemen door veranderen abiotiek		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
A18. Effecten integriteit ecosystemen door veranderen biotiek		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
5b. Risico voor plantenteel		n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog
A19. Effecten teelplanten door predatie, parasitisme of herbivorie		Laag	Matig	Laag	Matig	Laag	Matig
A20. Effecten teelplanten door competitie		Laag	Matig	Laag	Matig	Laag	Matig
A21. Effecten teelplanten door hybridisatie		Laag	Matig	Laag	Matig	Laag	Matig
A22. Effecten integriteit teelstelsystemen		Zeër laag	Matig	Zeër laag	Matig	Zeër laag	Matig
A23. Effecten teelplanten door overdracht parasieten of pathogenen		Zeër laag	Matig	Zeër laag	Matig	Zeër laag	Matig
5c. Risico voor gedomesticeerde dieren		n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog
A24. Effecten dierenwelzijn of -productie door parasitisme of predatie		Zeër laag	Hoog	Zeër laag	Hoog	Zeër laag	Hoog
A25. Effecten dierenwelzijn of -productie door gevaarlijke stoffen		n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog
A26. Effecten dierenwelzijn of -productie door overdracht parasieten of pathogenen		Inapplicable	Hoog	Inapplicable	Hoog	Inapplicable	Hoog
A27. Effecten volksgezondheid door parasitisme		Zeër laag	Hoog	Zeër laag	Hoog	Zeër laag	Hoog
A28. Effecten volksgezondheid bij contact door gevaarlijke stoffen		n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog
A29. Effecten volksgezondheid door overdracht parasieten of pathogenen		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
5d. Risico voor volksgezondheid		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
A30. Effecten infrastructuur etc.		Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
6. Risico voor ecosystemendiensten		Neutraal	Matig	Neutraal	Matig	Neutraal	Matig
A31. Effecten op productiediensten		Matig negatief	Matig	Matig negatief	Matig	Matig negatief	Matig
A32. Effecten op regulerende diensten		Matig negatief	Matig	Matig negatief	Matig	Matig negatief	Matig
A33. Effecten op culturele diensten		Matig negatief	Matig	Matig negatief	Matig	Matig negatief	Matig
7. Effect van klimaatverandering op risico's		Geen	Hoog	Geen	Hoog	Geen	Hoog
A34. Introductie		Geen	Hoog	Geen	Hoog	Geen	Hoog
A35. Versiging		Geen	Matig	Geen	Matig	Geen	Matig
A36. Verspreiding		Geen	Hoog	Geen	Hoog	Geen	Hoog
A37. Effecten milieu		Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag
A38. Effecten plantenteel		Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag
A39. Effecten gedomesticeerde dieren		Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag
A40. Effecten volksgezondheid		Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag
A41. Effecten infrastructuur etc.		Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag
n.v.t.: niet van toepassing.							

7.2 Risico- en zekerheidsscores

Op basis van de risicoclassificaties zijn met behulp van Harmonia+ alle risico- en zekerheidsscores van de vier Aziatische duizendknopen berekend (Tabel 7.2 – 7.4). De drie *Reynoutria*'s scoren hoog voor de risico's van introductie, vestiging, verspreiding en gevolgen voor milieu. De risico's voor ongewenste effecten voor veeteelt en volksgezondheid scoren laag. Het risico voor effecten van *R. sachalinensis* en *R. x bohemica* op de plantenteelt is matig en voor *R. japonica* is dit laag. Alle risicoscores hebben een hoge zekerheid. De geaggregeerde invasie-, effect- en risicoscores zijn hoog voor alle drie *Reynoutria*'s.

Tabel 7.2: Risico- en zekerheidsscores van de Japanse duizendknoop (*Reynoutria japonica*) met Harmonia+.

Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie ¹	Hoog	1.00	Hoog	1.00
Vestiging ¹	Hoog	1.00	Hoog	1.00
Verspreiding ¹	Hoog	1.00	Hoog	0,75
Milieu ¹	Hoog	1.00	Hoog	0,92
Plantenteelt ¹	Laag	0.25	Hoog	0,70
Veeteelt ¹	Laag	0.00	Hoog	1.00
Volksgezondheid ¹	Laag	0.00	Hoog	1.00
Overige ¹	Hoog	0.75	Hoog	1.00
Invasiescore ²	Hoog	1.00		
Effectscore ³	Hoog	1.00		
Risicoscore (Invasie x effect)	Hoog	1.00		

1: Risicoscore = maximum score per effect categorie en zekerheidsscore = gemiddeld over alle criteria; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

Tabel 7.3: Risico- en zekerheidsscores van de Sachalinse duizendknoop (*Reynoutria sachalinensis*) en Basterdduizendknoop (*Reynoutria x bohemica*) met Harmonia+.

Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheid-score
Introductie ¹	Hoog	1.00	Hoog	1.00
Vestiging ¹	Hoog	1.00	Hoog	1.00
Verspreiding ¹	Hoog	1.00	Hoog	0,75
Milieu ¹	Hoog	1.00	Hoog	0,92
Plantenteelt ¹	Matig	0.50	Hoog	0,70
Veeteelt ¹	Laag	0.00	Hoog	1.00
Volksgezondheid ¹	Laag	0.00	Hoog	1.00
Overige ¹	Hoog	0.75	Hoog	1.00
Invasiescore ²	Hoog	1.00		
Effectscore ³	Hoog	1.00		
Risicoscore (Invasie x effect)	Hoog	1.00		

1: Risicoscore = maximum score per effect categorie en zekerheidsscore = gemiddeld over alle criteria; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

De risico's voor introductie, vestiging en verspreiding van *Koenigia polystachya* zijn hoog en deze scores resulteren in een hoge invasiescore. Het milieurisico van deze soort is matig. De risico's voor plantenteelt, veeteelt, volksgezondheid en infrastructuur zijn laag. De

geaggregeerde effectscore wordt bepaald door de categorie met de hoogste score (dit is milieu) en is matig. De geaggregeerde risicoscore is matig.

Tabel 7.4: Risico- en zekerheidsscores van de Afghaanse duizendknoop (*Koenigia polystachya*) met Harmonia+.

Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheid-score
Introductie ¹	Hoog	1.00	Hoog	1.00
Vestiging ¹	Hoog	1.00	Hoog	1.00
Verspreiding ¹	Hoog	1.00	Matig	0,50
Milieu ¹	Matig	0.50	Matig	0,42
Plantenteelt ¹	Laag	0.25	Matig	0,40
Veeteelt ¹	Laag	0.00	Hoog	0,83
Volksgezondheid ¹	Laag	0.00	Hoog	0,67
Overige ¹	Laag	0.25	Laag	0.00
Invasiescore ²	Hoog	1.00		
Effectscore ³	Matig	0.50		
Risicoscore (Invasie x effect)	Matig	0.50		

1: Risicoscore = maximum score per effect categorie en zekerheidsscore = gemiddeld over alle criteria; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

7.3 Vergelijking met andere risicobeoordelingen

Voor veel landen en gebieden in Europa in zijn risicobeoordelingen van de milieugevolgen van de Aziatische duizendknopen uitgevoerd. Tabel 7.5 geeft een overzicht van gebruikte protocollen, onderzochte effecten, risicoscores en bronnen van deze risicobeoordelingen. Tevens zijn daarin de geharmoniseerde risicoclassificaties en lijststatussen van de Aziatische duizendknopen vermeld. Bij de lijststatus wordt aangegeven of de soort in een land of gebied op een waarschuwings- of verbodsjijst voor invasieve soorten is geplaatst. De kwantitatieve risicoscores en kwalitatieve omschrijvingen van de risico's van de Aziatische duizendknopen voor verschillende landen en gebieden zijn door de auteurs van het voorliggend rapport geharmoniseerd in drie risicoklassen, namelijk een laag, matig en hoog risico (zie 2.7). Harmonisatie van risicoscores wordt bemoeilijkt door grote verschillen in risicobeoordelingsmethodieken en het ontbreken van protocollen hiervoor (Verbrugge et al., 2012; Matthews et al., 2017). Resultaten van risicobeoordelingen zijn ook altijd contextafhankelijk en daarom soms moeilijk vergelijkbaar voor verschillende regio's of schaalniveaus. De milieueffecten van uitheemse soorten zijn immers afhankelijk van de milieuomstandigheden in het betreffende risicogebied (zoals klimaat, milieukwaliteit en habitatbeschikbaarheid).

De geharmoniseerde risicoclassificaties geven een min of meer consistent beeld van de risico's van de beoordeelde duizendknopen en komen ook goed overeen met de voorliggende risicoclassificaties voor Europa met behulp van het Harmonia+ protocol (paragraaf 7.1 en 7.2). Alle beschikbare risicoclassificaties voor *K. polystachya* indiceren een laag of matig risico, afhankelijk van de beschouwde effecten en regio. De kans op ongewenste gevolgen van deze soort voor de inheemse biodiversiteit en het functioneren van ecosystemen wordt in alle landen en voor geheel Europa als matig beoordeeld, behalve in Oostenrijk (laag risico). De kans op fytosanitaire gevolgen is als matig beoordeeld en het risico voor overige milieueffecten, socio-economische gevolgen en volksgezondheid is altijd als laag beoordeeld.

Het risico van ongewenste gevolgen van vestiging van *R. japonica* voor de inheemse biodiversiteit en het functioneren van ecosystemen wordt in alle landen en voor geheel Europa altijd als hoog beoordeeld. De risico's voor andere effecten varieert van laag tot

hoog, afhankelijk van het land. Het risico voor ongewenste effecten van de soort voor de volksgezondheid en voor dieren is als laag beoordeeld. In de review van Lavoie (2017) is *R. japonica* soortencomplex inclusief *R. sachalinensis* en *R. x bohemica* beoordeeld op basis van 44 peer-reviewed studies in Europa en de Verenigde Staten en ook daaruit komt een vergelijkbaar risicobeeld naar voren.

De risico's van ongewenste gevolgen van vestiging van *R. sachalinensis* en *R. x bohemica* in diverse Europese landen komen, zoals in de voorliggende studie, sterk overeen met de classificaties van *R. japonica*. In vrijwel alle studies wordt het risico van *R. sachalinensis* en *R. x bohemica* voor biodiversiteit en ecosystemen als hoog beoordeeld, behalve voor Spanje waar dit risico als matig is geclassificeerd. Ook de geharmoniseerde beoordelingen van Rumlerova *et al.* (2016) wijken sterk af en zijn meestal lager, maar dit is waarschijnlijk een gevolg van het feit dat de betreffende risicoscores zijn gebaseerd op een vergelijking van een groot aantal invasieve soorten en harmonisatie van hun scores waarschijnlijk heeft geresulteerd in een onderschatting van de risicoclassificaties.

Tabel 7.5: Beschikbare risicobeoordelingen van de vier Aziatische duizendknopen in Europa, in Europa en Verenigde Staten of in individuele Europese landen.

Soort	Gebied	Risico-beoordelings-protocol	Beoordeelde effecten	Risico-score	Geharmoniseerde lijst risicoclassificatie	Bron
<i>K. polystachya</i>	België	ISEIA	Biodiversiteit en ecosystemen	10	Matig	Aandachtslijst (B2) Belgian Forum on Invasive Species (2019a)
<i>K. polystachya</i>	Ierland	RAMISI	Biodiversiteit en ecosystemen	16	Matig	n.v.t. O'Flynn et al. (2014), Kelly et al. (2013)
<i>K. polystachya</i>	Groot-Brittannië	GBNNRA	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Matig	n.v.t. GB Non-native Species Secretariat (2015)
<i>K. polystachya</i>	Oostenrijk	NFB	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Laag	n.v.t. Essl & Rabitsch (2002)
<i>K. polystachya</i>	Frankrijk ^c	WG	Biodiversiteit en ecosystemen	23	Matig	Invasieve soortenlijst CBNMC (2017)
<i>K. polystachya</i>	Frankrijk ^d	EPPO*	Biodiversiteit en ecosystemen	n.e.v.	Matig	Aandachtslijst Desmoulin & Emeriau (2017)
<i>K. polystachya</i>	Europa	GBNNRA	Fytosanitair risico	n.v.t.	Matig	n.v.t. Tanner & Branquart (2019)
<i>K. polystachya</i>	Tsjechië	GISS*	Milieueffecten	n.v.t.	Laag	Grijze lijst Pergl et al. (2016)
<i>K. polystachya</i>	Tsjechië	GISS*	Socio-economische gevolgen	n.v.t.	Laag	Grijze lijst Pergl et al. (2016)
<i>K. polystachya</i>	Europa	GISS	Volksgezondheid	2	Laag	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. japonica</i>	België	ISEIA	Biodiversiteit en ecosystemen	12	Hoog	Zwarte lijst (A3) Belgian Forum on Invasive Species (2019b)
<i>R. japonica</i>	Zwitserland	Niet vermeld	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Zwarte lijst (verbod) Buholzer et al. (2014)
<i>R. japonica</i>	Spanje	Niet vermeld	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Invasieve soortenlijst MMARM (2011)
<i>R. japonica</i>	Ierland	RAMISI	Biodiversiteit en ecosystemen	20	Hoog	n.v.t. O'Flynn et al. (2014), Kelly et al. (2013)
<i>R. japonica</i>	Groot-Brittannië	GBNNRA	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	n.v.t. GB Non-native Species Secretariat (2019)
<i>R. japonica</i>	Frankrijk ^a	EPPO*	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Invasieve soortenlijst Wegnez (2018)
<i>R. japonica</i>	Duitsland	MNIGA	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Zwarte Lijst - Beheer Nehring et al. (2013)
<i>R. japonica</i>	Oostenrijk	NFB	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Invasieve soortenlijst Essl & Rabitsch (2002)
<i>R. japonica</i>	Frankrijk ^b	EPPO*	Biodiversiteit en ecosystemen	32	Hoog	Invasieve soortenlijst Caillon & Lavoué (2016)
<i>R. japonica</i>	Frankrijk ^c	WG	Biodiversiteit en ecosystemen	32	Hoog	Invasieve soortenlijst CBNMC (2017)
<i>R. japonica</i>	Frankrijk ^d	EPPO*	Biodiversiteit en ecosystemen	n.e.v.	Hoog	Invasieve soortenlijst Desmoulin & Emeriau (2017)
<i>R. japonica</i>	Europa	GISS	Ecosystemen	4	Hoog	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. japonica</i>	Europa	GISS	Indirecte effecten op soorten	3	Matig	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. japonica</i>	Europa	GISS	Infrastructuur	3	Matig	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. japonica</i>	Europa	GISS	Inheemse dieren	2	Laag	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. japonica</i>	Europa	GISS	Inheemse planten	3	Matig	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. japonica</i>	Tsjechië	GISS*	Milieueffecten	n.v.t.	Hoog	Zwarte lijst Pergl et al. (2016)
<i>R. japonica</i>	Europa	GISS	Sociale gevolgen	4	Hoog	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. japonica</i>	Tsjechië	GISS*	Socio-economische gevolgen	n.v.t.	Laag	Zwarte lijst Pergl et al. (2016)
<i>R. japonica</i>	Europa	GISS	Volksgezondheid	2	Laag	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. japonica</i> s.l.	Europa en VS	GISS	Ecosystemen	4	Hoog	n.v.t. Lavoie (2017)
<i>R. japonica</i> s.l.	Europa en VS	GISS	Indirecte effecten op soorten	4	Hoog	n.v.t. Lavoie (2017)
<i>R. japonica</i> s.l.	Europa en VS	GISS	Infrastructuur	3	Matig	n.v.t. Lavoie (2017)
<i>R. japonica</i> s.l.	Europa en VS	GISS	Inheemse dieren	3	Matig	n.v.t. Lavoie (2017)
<i>R. japonica</i> s.l.	Europa en VS	GISS	Inheemse planten	1	Laag	n.v.t. Lavoie (2017)
<i>R. japonica</i> s.l.	Europa en VS	GISS	Socio-economische gevolgen	2-3	Matig	n.v.t. Lavoie (2017)
<i>R. japonica</i> s.l.	Europa en VS	GISS	Volksgezondheid	1	Laag	n.v.t. Lavoie (2017)
<i>R. sachalinensis</i>	België	ISEIA	Biodiversiteit en ecosystemen	12	Hoog	Zwarte lijst (A2) Belgian Forum on Invasive Species (2019d)
<i>R. sachalinensis</i>	Zwitserland	Niet vermeld	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Zwarte lijst (verbod) Buholzer et al. (2014)
<i>R. sachalinensis</i>	Ierland	RAMISI	Biodiversiteit en ecosystemen	18	Hoog	n.v.t. O'Flynn et al. (2014), Kelly et al. (2013)
<i>R. sachalinensis</i>	Groot-Brittannië	GBNNRA	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	n.v.t. GB Non-native Species Secretariat (2019)
<i>R. sachalinensis</i>	Frankrijk ^a	EPPO*	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Invasieve soortenlijst Wegnez (2018)
<i>R. sachalinensis</i>	Duitsland	MNIGA	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Zwarte Lijst - Beheer Nehring et al. (2013)
<i>R. sachalinensis</i>	Oostenrijk	NFB	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Potentieel invasief Essl & Rabitsch (2002)
<i>R. sachalinensis</i>	Spain	WRA-WG	Biodiversiteit en ecosystemen	26	Matig	n.v.t. Andreu & Vila (2009)
<i>R. sachalinensis</i>	Spain	WRA	Biodiversiteit en ecosystemen	11	Hoog	Niet introduceren Andreu & Vila (2009)
<i>R. sachalinensis</i>	Frankrijk ^c	WG	Biodiversiteit en ecosystemen	32	Hoog	Invasieve soortenlijst CBNMC (2017)
<i>R. sachalinensis</i>	Frankrijk ^d	EPPO*	Biodiversiteit en ecosystemen	n.e.v.	Hoog	Invasieve soortenlijst Desmoulin & Emeriau (2017)
<i>R. sachalinensis</i>	Europa	GISS	Indirecte effecten op soorten	3	Matig	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. sachalinensis</i>	Europa	GISS	Inheemse planten	2	Laag	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. sachalinensis</i>	Tsjechië	GISS*	Milieueffecten	n.v.t.	Hoog	Zwarte lijst Pergl et al. (2016)
<i>R. sachalinensis</i>	Tsjechië	GISS*	Socio-economische gevolgen	n.v.t.	Laag	Zwarte lijst Pergl et al. (2016)
<i>R. sachalinensis</i>	Europa	GISS	Volksgezondheid	2	Laag	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. xbohemica</i>	België	ISEIA	Biodiversiteit en ecosystemen	12	Hoog	Zwarte lijst (A2) Belgian Forum on Invasive Species (2019c)
<i>R. xbohemica</i>	Zwitserland	Niet vermeld	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Zwarte lijst (verbod) Buholzer et al. (2014)
<i>R. xbohemica</i>	Ierland	RAMISI	Biodiversiteit en ecosystemen	20	Hoog	n.v.t. O'Flynn et al. (2014), Kelly et al. (2013)
<i>R. xbohemica</i>	Groot-Brittannië	GBNNRA	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	n.v.t. GB Non-native Species Secretariat (2019)
<i>R. xbohemica</i>	Frankrijk ^a	EPPO*	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Invasieve soortenlijst Wegnez (2018)
<i>R. xbohemica</i>	Duitsland	MNIGA	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Zwarte Lijst - Beheer Nehring et al. (2013)
<i>R. xbohemica</i>	Oostenrijk	NFB	Biodiversiteit en ecosystemen	n.v.t.	Hoog	Potentieel invasief Essl & Rabitsch (2002)
<i>R. xbohemica</i>	Spain	WRA-WG	Biodiversiteit en ecosystemen	25	Matig	n.v.t. Andreu & Vila (2009)
<i>R. xbohemica</i>	Spain	WRA	Biodiversiteit en ecosystemen	11	Hoog	Niet introduceren Andreu & Vila (2009)
<i>R. xbohemica</i>	Frankrijk ^b	EPPO*	Biodiversiteit en ecosystemen	37	Hoog	Invasieve soortenlijst Caillon & Lavoué (2016)
<i>R. xbohemica</i>	Frankrijk ^c	WG	Biodiversiteit en ecosystemen	32	Hoog	Invasieve soortenlijst CBNMC (2017)
<i>R. xbohemica</i>	Frankrijk ^d	EPPO*	Biodiversiteit en ecosystemen	n.e.v.	Hoog	Invasieve soortenlijst Desmoulin & Emeriau (2017)
<i>R. xbohemica</i>	Europa	GISS	Ecosystemen	2	Laag	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. xbohemica</i>	Europa	GISS	Indirecte effecten op soorten	3	Matig	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. xbohemica</i>	Europa	GISS	Infrastructuur	2	Laag	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. xbohemica</i>	Europa	GISS	Inheemse planten	3	Matig	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)
<i>R. xbohemica</i>	Tsjechië	GISS*	Milieueffecten	n.v.t.	Hoog	Zwarte lijst Pergl et al. (2016)
<i>R. xbohemica</i>	Tsjechië	GISS*	Socio-economische gevolgen	n.v.t.	Laag	n.v.t. Pergl et al. (2016)
<i>R. xbohemica</i>	Europa	GISS	Volksgezondheid	2	Laag	n.v.t. Rumlerova et al. (2016)

a: Ile de France; b: Frankrijk Aquitaine; c: Frankrijk Auvergne; A2: Hoog risico, beperkte verspreiding; A3: Hoog risico, wijde verspreiding; B2: Matig risico, beperkte verspreiding; ISEIA: Invasive Species Environmental Impact Assessment; EPPO*: European and Mediterranean Plant Protection Organisation Pest Risk Assessment Scheme (Branquart et al., 2016) gecombineerd met methodiek van Weber & Gut (2004); GBNNRA: Great Britain Non-Native species Risk Assessment; GISS: Generic Impact Scoring System; GISS*: GISS met classificatiesysteem van Blackburn et al. (2011); MMARM: Ministerio de Medio Ambiente, Rural & Marino; MNIGA: Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten (versie 1.2); NFB: Naturschutzfachliche Beurteilung; n.e.v.: niet expliciet vermeld; n.v.t.: niet van toepassing; RAMISI: Risk Assessment Methodology Invasive Species Ireland, version 2007; WG: score systeem van Weber & Gut (2004) voor de beoordeling van de invasiviteit van uitheemse plantensoorten toegespitst op centraal Europa; WRA: Australian Weed Risk Assessment system (Pheloung et al. 1999); WRA-WG: WRA gecombineerd met WG-scoremethodiek van Weber & Gut (2004).

8 Beheer en bestrijding Aziatische duizendknopen

In dit hoofdstuk wordt het beheer en de bestrijding voor alle vier behandelde taxa samen beschreven. Dat houdt verband met de hoge mate van overeenkomst in zowel ecologie, groeivorm als dispersiemechanismen. In het navolgende worden daarom generieke maatregelen beschreven, tenzij anders is vermeld.

Een goede recente bron voor het planmatig aanpakken en opstellen van bestekbepalingen bij bestrijding of beheersing van Aziatische duizendknopen is het “Landelijk protocol omgaan met Aziatische duizendknopen” (<https://bestrijdingduizendknoop.nl/protocol/>).

8.1 Preventie van verspreiding

Voorkomen moet worden dat rhizomen met grondtransporten verspreid worden. In bestekken voor de bouw en voor de aanleg van infrastructuur kan de eis opgenomen worden dat de aangevoerde grond vrij van Duizendknoop is. Rhizomen en stengel fragmenten (en zaden) kunnen ook met materieel als maaimachines verplaatst worden. Materieel dat is ingezet op locaties met Duizendknoopvegetaties moet gereinigd worden voordat het op Duizendknoopvrije locaties wordt ingezet (Oldenburger et al. 2017).

Met maaisel van bermen en watergangen kunnen stengelfragmenten verplaatst worden. Wanneer stengeldelen met knopen in het water terechtkomen, kunnen deze met stroming verplaatst worden en nieuwe vestigingen vormen. Bij voorkeur dient er gemaaid te worden met een maai-zuigcombinatie (Oldenburger et al. 2017). Maaisel van Duizendknopen moet afgevoerd worden naar een gecertificeerd composteerbedrijf. De Branche Vereniging Organische Reststoffen (BVOR) heeft in september 2015 het certificaat ‘Erkende verwerker invasieve exoten’ ingesteld. Alleen verwerkers die kunnen garanderen dat plantenresten en zaden van invasieve exoten onschadelijk worden gemaakt, kunnen worden gecertificeerd.

Een mogelijk belangrijke vorm van preventie is het voorkomen dat *Reynoutria*-soorten fertiele zaden kunnen vormen. Mocht *K. polystachya* in de toekomst ook fertiele zaden produceren, dan geldt dit ook voor deze soort. Uit het opschieten van verschillende klonen van met name *R. x bohémica* valt af te leiden dat een klein deel van de vestigingen uit zaad moet zijn ontstaan (zie b.v. hoofdstuk 4.1.5). Hierdoor wordt niet alleen de kans groter dat er meer kruisbestuiving tussen klonen optreedt, maar zal ook de genetische variatie toenemen, met kans op steeds beter aangepaste, mogelijk nog invasievere genotypes. Consequentie is dat maaibeheer niet alleen hygiënisch moet zijn, maar ook gericht op het voorkomen van zaadzetting en voor klonen met mannelijk fertiele bloemen zelfs op het voorkomen van bloei.

Er zijn nog steeds *Reynoutria* soorten in de handel. Meestal gaat het om variëteiten van *R. japonica* var. *compacta*. Deze variëteit is op zich niet zo invasief maar als andere Duizendknopen met pollen van var. *compacta* worden bestoven, kunnen er mogelijk wel invasieve planten ontstaan. Verbieden van import, handel, teelt en uitzetten in de natuur zijn essentieel voor het voorkomen van verdere verspreiding.

Ook *Koenigia polystachya* en enkele verwante *Koenigia*-soorten zijn in de handel.

De Environment Agency in het Verenigd Koninkrijk heeft onderstaande voorschriften voor de verwijdering van Japanse duizendknoop opgesteld (GOV.UK 2019):

- de planten moeten door gecertificeerde bedrijven verwijderd worden.

Begraaf het materiaal (inclusief as en grond dat resten van Duizendknoop kan bevatten):

- op de locatie waar de planten gestaan hebben;
- op een diepte van tenminste 5 meter als het materiaal niet in geotextiel is ingepakt;
- op een diepte van tenminste 2 meter als het materiaal wel in geotextiel is ingepakt.

Het gebruikte geotextiel moet aan de volgende eisen voldoen:

- het moet onbeschadigd zijn;
- groot genoeg zijn om het aantal naden te minimaliseren;
- de naden moeten zorgvuldig dicht gelast worden;
- moet minstens 50 jaar intact blijven;
- moet UV resistent zijn.

Rhizomen (en stengels) van *R. japonica* zijn bij professionele compostering- of vergistingsinstallaties bij temperaturen boven 37°C binnen enkele weken niet meer levensvatbaar. Onderin aan de rand van kleinere composthoopen in het vrije veld is de temperatuur in het algemeen te laag om rhizomen volledig onschadelijk te maken (Fuchs 2017).

8.2 Beheersing en bestrijding

8.2.1 Mechanisch

Handmatig verwijderen/uittrekken

Handmatig verwijderen is vooral effectief in het kader van *Vroegtijdige signalering en snelle respons*. Kleine nieuwe vestigingen, b.v. vestigingen die na hoge waterafvoeren op oevers ontstaan zijn uit aangespoelde fragmenten, kunnen het beste in een zo vroeg mogelijk stadium handmatig verwijderd worden. Uittrekken is vooral effectief op lichte (zandige) grondsoorten, omdat de kans dat wortelresten achterblijven op deze grondsoort het kleinst is (Colleran & Goodall 2015). Handmatig uittrekken is een effectieve methode om Japanse duizendknoop te bestrijden. De methode is wel arbeidsintensief en daardoor relatief duur, maar met inzet van vrijwilligers is deze methode effectief en kostenefficiënt (Oldenburger et al. 2017).

Maaien

Met drie keer per jaar maaien en afvoeren wordt *R. japonica* dusdanig verzwakt dat de vegetatie met duizendknopen na jaren vervangen wordt door andere soorten. De eerste maaibeurt moet omstreeks half mei plaatsvinden om transport van assimilaten naar de rhizomen te voorkomen. De spruiten moeten minstens 40 cm hoog zijn. De ondergrondse reserves van *R. japonica* worden op deze manier uitgeput. Dit is wel een zaak van lange adem: na 7 jaar is vaak nog niet alle *Reynoutria* verdwenen (Böhmer et al. 2006).

Bij een éénjarig kasexperiment bleek dat één, twee en drie keer maaien per jaar aan het eind van het groeiseizoen resulteerde in een resterende ondergrondse biomassa van resp. 65%, 31% en 13% ten opzichte van de referentie (niet maaien). Op basis van dit experiment wordt ook geadviseerd om minimaal 4x per groeiseizoen te maaien om een netto afname van ondergrondse biomassa te bewerkstelligen. De laatste maaibeurt moet tenminste 7 weken voor bladval plaatsvinden; maaien later in het seizoen is minder effectief. Maaien alleen is waarschijnlijk niet afdoende om *R. japonica* geheel uit te roeien, maar bij een combinatie van maaien en herbiciden kan met minder herbiciden worden volstaan (Seiger & Merchant 1997).

In twee andere experimenten met 1x per maand of om de 2 weken maaien nemen de aantallen stengels per m² en de hoogte van de stengels wel af, maar zelfs met een intensief maaibeheer is Japanse duizendknoop na 4 jaren nog niet verdwenen. Mogelijk lukt dat wel op de zeer lange termijn. Om de 2 weken maaien is relatief duur en de afname in stengeldichtheid was niet significant hoger dan bij maandelijks maaien. Maaien is meer een beheersmethode dan een bestrijdingsmethode. Indien niet zorgvuldig uitgevoerd brengt maaien bovendien het risico op verspreiding met zich mee (Oldenburger et al. 2017).

Ter preventie van zaadzetting moet een maaibeheer er ook op gericht zijn te voorkomen dat planten zaad kunnen zetten of stuifmeel kunnen verspreiden.

Samenvattend lijkt het er op dat minimaal 4 keer per jaar maaien en afvoeren vanaf half mei tot begin september. Daarmee wordt bloei ook in hoge mate voorkomen. Om reden van mogelijke besmetting door stengeldelen moet er hygiënisch worden gewerkt en materiaal moet zorgvuldig worden verwerkt (zie 8.1).

Afgraven

Het verwijderen van het wortelgestel samen met de grond kan een effectieve methode zijn op arme, zandige bodems, met weinig boomwortels of ondiep liggende kabels of leidingen. De locaties zullen gecontroleerd moeten worden op hergroei en eventuele opgekomen stengels zullen moeten uitgetrokken of chemisch bestreden moeten worden. De afgegraven grond moet gezeefd worden om wortelresten te verwijderen (Oldenburger et al. 2017). De meeste wortels van Duizendknopen (80%) bevinden zich in de bovenste 20 cm van de bodem. De wortels zelf vormen 90% van de totale biomassa. Door een combinatie van 1) het verwijderen van de wortels in de bovengrond, 2) het inzaaien van inheemse planten direct na het verwijderen van de wortels, en 3) het handmatig verwijderen of afmaaien van daarna opgekomen stengels, worden de ondergrondse reserves van de plant uitgeput. De ingezaaide kruiden zorgen voor schaduw en concurreren met de verzwakte Duizendknoopstengels, die onder deze omstandigheden vatbaar voor slakkenvraat blijken (Portegijs 2019).

Afdekken

Afdekken is een bewerkelijke maar, indien er zorgvuldig gewerkt wordt, wel een effectieve methode om Duizendknoop te bestrijden. De groeiplaatsen moeten voorafgaand aan het groeiseizoen ruim afgedekt worden met een zware kwaliteit geotextiel (geen worteldoek of landbouwplastic). Er moet een ruime overlap zijn tussen de stroken geotextiel. Boven op het geotextiel moet een afdeklaag van 30-50 cm grond worden aangebracht. Afdekken kan alleen als de locaties vrij zijn van obstakels in de vorm van bomen, stobben, rasters of palen e.d. Na vier groeiseizoenen zijn de wortels verstikt (Oldenburger et al. 2017). Tegenwoordig is er waterdoorlatend geotextiel op de markt, waarop geen water stagneert. De op het doek opgebrachte afdeklaag watert hierdoor beter af en is geschikter voor plantengroei (Raats 2019).

Niet maaien of klepelen

In sommige landen wordt de strategie gehanteerd om grote populaties (>200 m²) met rust te laten, omdat maaien of klepelen tot gevolg kan hebben dat planten zich vegetatief via stengelfragmenten verspreiden. De groeiplaats zal zich dan geleidelijk via de rhizomen kunnen uitbreiden, maar de gedachte is dat dit langzamer gebeurt dan door het verspreiden van stengelfragmenten (ISC 2016). Deze strategie werkt alleen als het zeker is dat er geen generatieve voortplanting plaatsvindt en er in de directe omgeving van de betreffende locaties door dit “niets doen” geen natuurwaarden worden aangetast.

8.2.2 Chemisch

Herbiciden

Volgens het eerste lid van artikel 27b van het Besluit gewasbeschermingsmiddelen en biociden geldt vanaf 1 november 2017 een verbod op professioneel gebruik van gewasbeschermingsmiddelen buiten de landbouw. Dit verbod is niet van toepassing op de gerichte bestrijding van een aantal organismen. Zowel voor *R. japonica*, *R. x bohemica*, *R. sachalinensis* als *K. polystachya* horen bij deze uitzonderingen en mogen gericht bestreden worden met gewasbeschermingsmiddelen (Staatscourant nr. 55089 3 oktober 2017).

Zowel het injecteren van stengels met glyfosaat (eind juli/augustus), het twee keer per groeiseizoen afmaaien (half juni en half augustus) en daarna bladbespuiting met glyfosaat, als het na maaien (eind juni en eind augustus) insmeren met glyfosaat van verse snijwonden leiden tot een sterke vermindering van hergroei en aantallen stengels en tot reductie in hoogte- en diktegroei. Het injecteren van stengels en het insmeren van verse snijwonden is zeer arbeidsintensief en relatief duur. Chemische bestrijding met glyfosaat moet meerdere jaren achtereen uitgevoerd worden. Na 4 jaar waren er nog steeds stengels Duizendknoop aanwezig. De afname in aantal stengels varieerde bij bovengenoemde behandelingen (injecteren, bladbespuiting na 2x afmaaien, insmeren snijwond na 2x afmaaien) tussen de 85% en 96% (Oldenburger et al. 2017).

Chemische bestrijding is met name geschikt voor kleine tot middelgrote groeiplaatsen en vanwege de schadelijke bijwerkingen van de middelen, alleen toepasbaar op locaties waar andere, niet-chemische bestrijdingsmethoden niet uitvoerbaar zijn (Oldenburger et al. 2017). Een combinatie van afmaaien in juni en vervolgens het injecteren van de nieuwe uitgelopen spruiten wanneer deze ca. 20 cm hoog zijn met glyfosaat bleek succesvol. Na drie jaar waren de planten verdwenen (Böhmer et al. 2006).

Bij het vergelijken van 19 verschillende behandelingen, verschillende herbiciden op verschillende tijdstippen met verschillende doseringen toegediend en combinaties van herbiciden met maaien of uitgraven en, bleek dat van de 19 behandelingen de volgende 3 het effectiefst waren (Jones et al. 2018):

- besproeien van het blad met glyfosaat (2,6 kg/ha) in de zomer en in de herfst
- éénmalige stengelinjectie (65 kg/ha)
- bladbesproeiing (3,6 kg/ha) in de herfst

Extra veiligheidsmaatregelen moeten in acht worden genomen als de kans bestaat dat mensen van een chemisch bestreden populatie zouden kunnen oogsten voor consumptie.

8.2.3 Biologisch

Insecten

In Japan is de bladvlo *Aphelara itadori* gespecialiseerd op Duizendknopen. De volledige levenscyclus kan alleen voltooid worden op *R. japonica*, *R. japonica* var. *compacta* of *R. sachalinensis*. Aanvullend onderzoek in Europa heeft uitgewezen dat ook eieren afgezet worden en larven opgroeien op *R. x bohemica* en *x Reyllopia conollyana*. Op andere plantensoorten werden niet of nauwelijks eieren afgezet en uit geen van de op andere soorten afgezette eieren ontwikkelden zich volwassen bladvlotten (Clements et al. 2016, Shaw et al. 2009, CABI 2015, Jones et al. 2013). Ten opzichte van een controle nam de biomassa van zowel *R. x bohemica* als van *R. sachalinensis* na 50 dagen blootstelling aan *A. itadori* met 50% af (Grevstad et al. 2013). De inzet van *A. itadori* ter bestrijding van *R. japonica* in Noordwest-Europa wordt weinig risicovol geacht (CABI 2015).

Sinds 2010 is *A. itadori* in het Verenigd Koninkrijk jaarlijks op verschillende locaties uitgezet. Monitoring heeft uitgewezen dat de adulten overwinteren en bij voorkeur eieren afzetten op groeiplaatsen die eerder afgemaaid zijn. Eieren en nymphen van *A. itadori* worden gepredeerd door inheemse roofwantsen o.a. *Orius laevigatus* (Anthocoridae) (Ellison & Pratt 2018).

In Canada (Brits Columbia) is in 2016 *A. itadori* uitgezet. De variëteit die hier is uitgezet is, net als in het Verenigd Koninkrijk, oorspronkelijk afkomstig van het eiland Kyushu (Japan) en vooral gespecialiseerd op *R. japonica* en *R. x bohemica*. Een andere variëteit afkomstig van het eiland Hokkaido is meer gespecialiseerd op *R. sachalinensis*. De impact van deze noordelijke variëteit en de hybride tussen beide variëteiten wordt nog onderzocht (CABI 2019, Grevstad et al. 2013, Andersen et al. 2016).

In Azië is de kever *Gallerucida bifasciata* (Coleoptera: Chrysomelidae) een belangrijke herbivoor op *R. japonica*. Bij veld- en laboratoriumproeven zijn 87 plantensoorten uit

verschillende families getest op geschiktheid als voedselbron voor larven van deze kever. De larven konden alleen hun ontwikkeling voltooien op 7 van de 87 geteste soorten. Van deze 7 soorten was de overleving op *R. japonica*, *Persicaria perfoliata* en *Reynoutria multiflorum* significant hoger dan op *Polygonum runcinatum*, *Rumex acetosa*, *Fagopyrum acutatum* en *Fagopyrum esculentum*. Ook de adulten hadden bij vraat en eileg een duidelijke voorkeur voor de drie soorten *R. japonica*, *Persicaria perfoliata* en *Reynoutria multiflorum* (Wang et al. 2008).

Schimmels

In Japan komt de bladvlekkenschimmel *Mycosphaerella polygoni-cuspidati* (Ascomyceten) algemeen voor op *R. japonica* en leidt daar tot het afsterven van het blad (Kurose et al. 2006). Bij testen in Europa bleek dat *R. japonica* en *R. bohémica* weinig gevoelig waren voor deze schimmel en dat *R. sachalinensis* zelfs immuun was. Mogelijk wordt deze lage gevoeligheid veroorzaakt doordat de tests in het najaar werden uitgevoerd, wanneer de opperhuid van het blad dikker is dan in het voorjaar (Jones et al. 2013).

In Japan zijn in totaal 1581 endofytische schimmels op *R. japonica* aangetroffen. Enkele daarvan verhogen de pathogeniteit van de roest *Puccinia polygoni-amphibii* var. *tovariae*. Deze roest tast in Japan *R. japonica* aan en kan mogelijk gebruikt worden voor biologische bestrijding (Kurose et al. 2012).

De bladvlo *A. itadori* zou een vector kunnen zijn die bijdraagt aan de verspreiding van de schimmels *Puccinia polygoni-amphibii* var. *tovariae* en *Mycosphaerella polygoni-cuspidati* (CABI 2015).

Bacteriën

Door aantasting door de bacterie *Candidatus Phytoplasma aurantifolia* wordt *R. japonica* dusdanig verzwakt dat de planten door Grote brandnetel (*Urtica dioica*) verdrongen kunnen worden (Reeder et al. 2010).

Bacteriën kunnen ook gebruikt worden om de planten te verstikken. Bij deze bestrijdingsmethode worden een aantal bestrijdingsmethoden gecombineerd. Na afmaaien van de Duizendknopen worden eiwitrijke korrels tot op 25 cm diepte in de bodem gefreesd. Vervolgens wordt de grond natgemaakt en afgedekt met folie die geen lucht doorlaat. Door de toegediende voeding gaan de bacteriën groeien en verbruiken de in de bodem aanwezige zuurstof, die door de afdekkende folielaag niet meer aangevuld kan worden. In de bodem ontwikkelen zich anaerobe bacteriën die de in de wortels aanwezige koolhydraten benutten en afbreken, waardoor de planten afsterven. Een recent uitgevoerde praktijkproef moet aantonen of Duizendknoop op deze manier binnen één seizoen volledig verwijderd kan worden. De resultaten zijn veelbelovend, maar zijn bij het samenstellen van dit rapport nog niet gepubliceerd (<https://bestrijdingduizendknoop.nl/overige-onderzoeken/wortels/>).

Begrazen

Vooraf jonge scheuten van *R. japonica* worden graag door schapen, koeien en paarden gegeten. Met een gecombineerde drukbegrazing door Galloway runderen, heideschapen en geiten (3-4 weidegangen met >20 dieren/ha) kon op een locatie in het Zwarte Woud *R. japonica* volledig onderdrukt worden. De door de beweiding ontstane korte grasmat had echter weinig natuurwaarden. Voor grote oppervlakten buiten natuurgebieden wordt in Duitsland door beheerders schapenbeweiding als de effectiefste en kosten effectiefste beheermaatregel gezien (Böhmer et al. 2006).

Stichting Probos heeft een proef gedaan met drukbegrazing door ingerasterde Kempische heideschapen (3 maal per jaar gedurende 2-3 dagen). Deze wijze van begrazing leidde niet tot vermindering van Duizendknoop, omdat de schapen alleen de bladeren aten en de stengels lieten staan. Op een andere locatie die continue gedurende het hele groeiseizoen door Schoonbeker heideschapen begraasd werd wel een afname van Duizendknoop geconstateerd. De schapen aten hier met name de jonge scheuten. Begrazing met schapen

is relatief duur en leidt niet in alle situaties tot een significante afname (Oldenburger et al. 2017).

Sinds april 2015 voert de gemeente Renkum een proef uit met ingerasterde Bonte Bentheimer Landvarkens. Deze varkens eten behalve het blad en de stengels ook de nabij de oppervlakte groeiende wortels en rhizomen. Vooral rond het nachtverblijf en de voederplek en in de schaduw van bomen is de (Basterd-)Duizendknoop nagenoeg verdwenen. In de rest van het terrein neemt de Duizendknoop wel af, maar is nog steeds aanwezig (Oldenburger et al. 2017). Behalve de bomen, de duizendknoop en Reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*) zijn alle overige plantensoorten op het door varkens begraasde terrein verdwenen (fig. 8.1) (eigen waarneming R. Beringen). Omdat varkens ook de ondergrondse delen van de plant zouden eten en daardoor de plant sneller zouden uitputten, werd verwacht dat de inzet van varkens effectiever dan begrazing met schapen zou zijn. In de praktijk lijkt dit echter tegen te vallen (med. J. Leferink). Uit oogpunt van dierenwelzijn moet er, zowel bij de inzet van schapen als varkens, op gelet worden dat het menu niet uitsluitend uit Duizendknoop bestaat (Oldenburger 2017).



Figuur 8.1 Bestrijding van Aziatische duizendknopen door varkens in Renkum (Ruud Beringen).

Concurrerende planten

Door aanplant van hoog opgaande of schaduw gevende inheemse soorten als Rietgras (*Phalaris arundinacea*), Riet (*Phragmites australis*), Groot hoefblad (*Petasites hybridus*) en Zwarte els (*Alnus glutinosa*) kan vestiging en uitbreiding van Japanse duizendknoop langs oevers worden tegen gegaan, mits de aangeplante stroken breed genoeg zijn (Böhmer et al. 2006).

Het planten van stekken van competitieve (lang levende, schaduw gevende) inheemse soorten, zoals Wilgen- en/of Populieren is mogelijk een manier om vegetaties van *R. japonica* te onderdrukken (Dommanget et al. 2014).

8.2.4 Thermisch

Thermische bestrijdingsmethoden zijn gebaseerd op het beschadigen en uiteindelijk laten afsterven van planten bij hoge >70°C of zeer lage temperaturen (bevriezing).

Elektriciteit

Een relatief recente ontwikkeling is de Rootwave Pro. Dit apparaat bestaat uit een metalen lans en een metalen aardpen waartussen een spanning van 5000 volt wordt gezet. Als planten met de lans worden aangeraakt worden ze door de stroom die door de plant naar de aardpen loopt dusdanig verhit dat ze met wortel en al verbranden. Deze methode is zowel selectief als arbeidsintensief en minder geschikt voor grote groeiplaatsen (van Iersel 2019).

Heet water of stoom

Er zijn verschillende apparaten op de markt om Duizendknopen met heet/kokend water of stoom te bestrijden. Deze methoden zijn over het algemeen weinig selectief (alle planten worden gedood), hetgeen bij soortenarme, éénvormige Duizendknoopbestanden geen probleem hoeft te zijn. Een ander nadeel is dat de warmte slecht diep in de bodem dringt, waardoor delen van het wortelgestel in leven blijven (<https://bestrijdingduizendknoop.nl/>). Om ook de ondergrondse delen te bestrijden wordt geëxperimenteerd met het injecteren van heet water in de bodem na afmaaien. Deze behandeling moet meerdere malen per seizoen en gedurende enkele seizoenen herhaald worden (<https://www.ranox.nl/>).

Microgolven en UV

Er wordt ook onderzoek gedaan of technieken die in land- en tuinbouw toegepast worden voor grondontsmetting en onkruidbestrijding, zoals microgolven en UV licht, bruikbaar zijn voor de bestrijding van Japanse duizendknoop (Vermeulen et al. 2002, Cuperus et al. 2013, <https://bestrijdingduizendknoop.nl/>).

Bevriezen met vloeibare stikstof

Door het toedienen van vloeibare stikstof vriezen de wortels van Duizendknopen kapot. In de praktijk blijkt echter dat het lastig is de bodemtemperatuur voldoende lang onder nul te krijgen (<https://bestrijdingduizendknoop.nl/>).

8.3 Risico's onjuist beheer

Het handmatig verwijderen van *K. polystachya* in de Indiase Himalaya is contraproductief gebleken en leidt tot erosie en dominantie van *Impatiens sulcata* (Kala 2004). Dit is een algemeen ecologisch principe. Ook bij grootschalige bestrijding in Europese bergachtige gebieden moet met erosie en het domineren van eenjarige soorten rekening worden gehouden.

In Europa zijn de risico's van onjuist beheer juist veeleer gelegen in verdere verspreiding van de soort, o.a. door gebrekkige maaihygiëne (o.a. klepelen) en het niet voorkomen van bloei of zaadzetting als er kans is op fertiel zaad. Daarnaast is er ondanks bestaande protocollen geen garantie dat besmet maaisel op de juiste wijze wordt verwerkt en vervolgens in compost terecht komt of wortelstokken in gronddepots in leven blijven. Dit blijkt geregeld nog uit incidenten waarbij bouwplaatsen, wegbermen of zelfs particuliere tuinen met grond of compost van elders wordt afgewerkt, waarna een besmetting met duizendknopen blijkt op te treden. In 2019 kwam bijvoorbeeld uitgebreid in het nieuws dat er bij de verbreding van de A27 bij Bilthoven met besmette grond flinke oppervlakken begroeid zijn geraakt met Aziatische duizendknoop.

9 Potentiële kosten schade en bestrijding

9.1 Schade aan biodiversiteit & ecosysteemdiensten

Aziatische duizendknopen zijn behoorlijk vergelijkbaar waar het gaat om de schadelijkheid voor biodiversiteit en ecosysteemdiensten, zelfs zo vergelijkbaar dat ze geregeld bewust onder een noemer worden besproken in wetenschappelijke literatuur, maar ook in risicobeoordelingen. In veel subrecente literatuur zijn *R. japonica* en *R. x bohemica* mogelijk niet uit elkaar gehouden, waardoor veel van deze onderzoeken vermoedelijk over beide taxa gaan.

Bij *K. polystachya* is minder specifieke literatuur beschikbaar en zijn onzekerheden wat groter dan bij de *Reynoutria*-soorten.

Schade aan biodiversiteit

Op basis van het literatuuronderzoek in deze rapportage hebben Aziatische duizendknopen een forse invloed op de biotische en abiotische omgeving (zie 3.3). Er zijn effecten op de chemische bodemsamenstelling, bodemvocht, bodem-microflora, bodemschimmels, vaatplanten, bovengrondse insectenfauna en soms zelfs op vertebraten.

Deels zijn dit effecten die inheemse soorten in sommige omstandigheden ook kunnen hebben, maar deze zijn in het algemeen gemakkelijk met een aangepast beheer in toom te houden.

Hoewel er in de geraadpleegde literatuur geen of weinig voorbeelden van specifieke effecten op zeldzame of Rode-lijstsoorten gevonden zijn, zijn er zeker in andere EU-landen voorbeelden waarbij de kwaliteit van beschermde EU-habitats wordt aangetast nadat Aziatische duizendknopen zich gevestigd hebben (zie hoofdstuk 3.3.3.).

Uitgaande van de omvang van de populatie in Nederland, is de mate van schadelijkheid voor biodiversiteit het grootst bij *R. japonica* en *R. x bohemica* (welke geregeld worden verward) en minder groot bij *R. sachalinensis* en *K. polystachya*.

Er zijn geen publicaties bekend waarbij de schadelijkheid voor biodiversiteit financieel is uitgedrukt.

Schade aan ecosysteemdiensten

Aziatische duizendknopen kunnen ecosysteemdiensten schaden of belemmeren. Het gaat dan met name om het schaden van landbouw of bosbouw door het binnendringen van percelen. De mate waarin dit speelt is niet bekend, noch de kosten die ermee gemoeid zijn.

9.2 Schade aan gezondheid, veiligheid en economie

Aziatische duizendknopen leveren geen schade op voor de gezondheid van mensen, tenzij het als voedingsmiddel zonder maatregelen in grote hoeveelheden wordt geconsumeerd. De risico's voor veiligheid en economie zijn veel groter.

De soort heeft in allerlei situaties invloed op verkeers- en waterveiligheid. Dammen en dijken kunnen door besmetting met duizendknopen gevoeliger worden voor erosie. Bestratingen of steenglooingen kunnen uit het verband raken doordat ze door rhizomen omhoog worden gedrukt. Op sommige punten langs wegen moeten vegetaties met duizendknopen vaker worden gemaaid om onveilige verkeerssituaties te beperken.

Daarnaast worden er – bij besmetting – in Europa economische invloeden gemeld op de prijs van onroerend goed, op het verwerken van grond en compost en op natuurlijke verjonging in bosbouw. Ook zijn er aanwijzingen dat beheer van agrarische percelen kan worden benadeeld. Tenslotte is er veel geld gemoeid met het bestrijden of in toom houden van bestaande groeiplaatsen. In diverse Europese landen waaronder het Verenigd Koninkrijk en

Nederland is een groeiend aantal hoveniers en andere beherende ondernemers betrokken bij bestrijdingsacties van particulieren en overheden.

Er zijn ook potentiële maatschappelijke baten van de soorten, met name vanwege toepassing als medicijn of voedingsmiddel. In Europa is het economisch belang vermoedelijk klein omdat het bij medicatie vooral om import van buiten Europa gaat of om kleinschalig particulier gebruik van planten als voedingsmiddel. In een enkel geval passen horecaondernemingen duizendknopen als voedsel toe, vanuit de maatschappelijke belangstelling voor 'wildplukken' en 'eten uit de natuur'.

9.3. Kosten bestrijding

Er zijn vele vormen van bestrijding van Aziatische duizendknopen uitgetest, met medeneming van het kostenaspect, zowel in Nederlandse als buitenlandse literatuur. Deze studies zijn met name gericht op de meest voorkomende taxa, *R. japonica* en *R. x bohemica*. De kosten voor bestrijding van beide andere soorten is vermoedelijk op vergelijkbare manier te bepalen.

Op zoek naar een kosteneffectieve manier van bestrijden is in Nederland door Probos een praktijkproef uitgevoerd naar zeven varianten van bestrijding. Per vierkante meter per jaar worden kosten opgegeven in de orde van enkele euro's tot ca. €80,-, meestal uitgaande van 4 jaar bestrijding. Daaruit is gebleken dat met name het handmatig uittrekken (voor kleinere groeiplaatsen) en maandelijks maaien (voor grotere goed bereikbare groeiplaatsen) de meest effectieve methoden zijn. Echter, bijna geen enkele bestrijdingsmethode laat binnen 4-8 jaar een 100% resultaat zien en zelfs tot 5 jaar na uitroeiing wordt nacontrole geadviseerd. In het algemeen wordt een combinatie van maatregelen geadviseerd (Oldenburger et al. 2017). Ook in het Verenigd Koninkrijk zijn vergelijkbare studies gedaan naar de kosten van bestrijding gedaan (tabel 9.1).

Voor diverse soorten van de EU-exotenverordening (Unielijst) zijn recent globale inschattingen gemaakt van de kosten voor bestrijding in Nederland (van der Meer et al. 2019). Voor de wijdverspreide soorten is daarbij rekening gehouden met bestrijding van het deel van de populatie dat schadelijk is voor bijvoorbeeld Natura2000-doelstellingen of risico's voor de volksgezondheid. Op basis van een aantal aannames is dezelfde systematiek gebruikt om een indicatie te verkrijgen van het onkosten voor het in 3 jaar verwijderen van **alle** bestaande populaties van Aziatische duizendknopen. Rekening houdend met ca. 10.000 populaties (geteld in kilometerhokken) van deze soorten met een oppervlak tussen de 1 en 1.000 m² en kosten van €30 tot €90 per m² komt bestrijding uit op €1 miljoen-€11 miljoen-€300 miljoen (minimaal-gemiddeld-maximaal) gemiddeld per jaar. Dat is meer dan de jaarlijkse bestrijdingskosten voor een deel van de populatie van Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*: maximaal €114 miljoen) of Reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*: maximaal €250 miljoen).

Op dit moment worden op veel plaatsen al extra kosten gemaakt om groei en uitbreiding van Aziatische duizendknopen, bijvoorbeeld met afgraven, extra maai beurten of bestrijding met glyfosaat, te beperken. De gemeente Amersfoort heeft voor de stadsbrede bestrijding van Japanse duizendknoop over de periode 2017-2020 een bedrag van €307.000 beschikbaar (Tijhuis 2017). De kosten voor uitroeiing door middel van uitgraven van alle wortels worden in deze gemeente geschat op meer dan 500 miljoen euro! Dit bedrag is zo hoog vanwege de bijbehorende kapitaalvernietiging. Om alle wortels te verwijderen zouden er bruggen en huizen gesloopt moeten worden. De kosten voor het afgraven van wortels van Japanse duizendknoop op één stadsuitbreidingslocatie in de gemeente Harderwijk bedroegen €400.000 (van der Sneppen 2018). De gemeente Amsterdam heeft voor het jaar 2019 een bedrag van 8,2 miljoen euro gereserveerd. De kosten voor het saneren van één monumentaal pand waar Japanse duizendknoop naar binnen was gegroeid, bedroegen €300.000 (gemeente Amsterdam 2019).

Binnen het kader van deze studie is geen inschatting gemaakt van de omvang van de kosten om Aziatische duizendknopen op Europese schaal te bestrijden.

Tabel 9.1. Gemiddelde kosten voor eenmalige bestrijding Japanse duizendknoop in het Verenigd Koninkrijk in het jaar 2017; omrekenkoers £1,0= €1,1413. (bron: <https://environetuk.com/beacon/Japanese-knotweed-removal-costs-uk>)

opp. (m ²)	bespuiten met herbicide	afgraven en verwijderen
50	€ 4.005	€ 32.537
500	€ 16.018	€ 201.229

10 Discussie, conclusies en aanbevelingen

10.1 Discussie

Aziatische duizendknopen zijn behoorlijk vergelijkbaar in groeivorm, biologie en schadelijkheid, zelfs zo vergelijkbaar dat ze geregeld bewust onder een noemer worden besproken in wetenschappelijke literatuur, maar ook in sommige risicobeoordelingen. Bij veel subrecente literatuur zijn *R. japonica* en *R. x bohemica* mogelijk niet uit elkaar gehouden, waardoor veel van deze onderzoeken vermoedelijk over beide taxa gaan. Bij *K. polystachya* is minder specifieke literatuur beschikbaar en zijn onzekerheden wat groter dan bij de *Reynoutria*-soorten.

De hoeveelheid literatuur voor de *Reynoutria*-taxa is enorm groot, met name voor *R. japonica*. Dat heeft - gezien hun verwantschap - geholpen bij het beoordelen van de risico's van de andere *Reynoutria*-taxa, waarvoor beduidend minder literatuur beschikbaar is. Aan de andere kant blijkt ook geregeld dat publicaties veel van elkaar overnemen en in die zin dubbelen met betrekking tot hun strekking. De uitgebreide literatuuranalyse heeft mogelijk mede daarom niet alle vragen eenduidig kunnen beantwoorden.

Het Harmonia+ protocol is niet per se ontwikkeld voor soorten die al lang gevestigd en wijdverspreid zijn. Hoewel de drie *Reynoutria*'s min of meer gelijk scoren in de risicobeoordeling met dit protocol is *R. x bohemica* het meest invasief, daarna volgen *R. japonica* en *R. sachalinensis*. *R. x bohemica* heeft niet alleen de meeste kansen voor expansie (vegetatief en daarenboven waarschijnlijk ook generatief), maar heeft ook de grootste groeikracht en is daarmee het meest concurrentiekrachtig (Parepa et al. 2014). Het gevaar schuilt vooral in het ontstaan van een steeds grotere en genetisch bredere hybridenzwerm, waaraan alle drie de *Reynoutria*'s potentieel kunnen bijdragen. Daarom wordt aanbevolen om de drie *Reynoutria*'s gezamenlijk aan te pakken. Preventie van generatieve voortplanting (via zaden) is daarbij een belangrijke strategie. In de Verenigde Staten wordt een toename van generatieve voortplanting van *Reynoutria* geconstateerd (Forman & Kesseli 2003, Grimsby et al. 2007). Preventie van generatieve voortplanting kan echter haaks staan op maatregelen om vegetatieve verspreiding te voorkomen, zoals het niet maaien of klepelen van populaties in bermen of op dijken.

10.2 Conclusie

Zowel de invasie-, effect- als risicoscore van de Japanse duizendknoop (*Reynoutria japonica*) zijn hoog. De risico's voor significante effecten voor biodiversiteit, ecosystemen en infrastructuur zijn beoordeeld als hoog. Voor de plantenteelt, veeteelt en volksgezondheid geldt een laag risico. De zekerheid van de risicoscores is voor alle beoordelingscategorieën hoog.

De risicoscore van de Sachalinse duizendknoop (*Reynoutria sachalinensis*) en de basterdduizendknoop (*Reynoutria x bohemica*) komen volledig overeen. Hun invasie-, effect- en risicoscore is hoog. De risico's van effecten voor de plantenteelt zijn matig en voor veeteelt en volksgezondheid zijn laag. De zekerheid van de risicoscores voor alle beoordelingscategorieën is hoog.

De invasiescore van de Afghaanse duizendknoop (*Koenigia polystachya*) is hoog en de effect- en risicoscore van deze soort zijn matig. De risico's van introductie, vestiging en verspreiding zijn hoog. De risico's voor effecten op milieu zijn matig en de scores voor effecten op plantenteelt, veeteelt, volksgezondheid en overige aspecten zijn laag. De zekerheid van de scores voor de verschillende beoordelingscategorieën varieert van laag tot hoog; alleen het risico op overige effecten heeft een lage zekerheid.

10.3 Aanbevelingen voor beheer

Belangrijke methoden om verspreiding van Aziatische duizendknopen te voorkomen zijn:

- 1) verbieden van import, handel, teelt en uitzetten in de natuur;
- 2) voorkomen van besmetting via grondverzet en besmette compost;
- 3) hygiënisch werken bij vegetatiebeheer of niet maaien of niet klepelen van populaties;
- 4) aanpakken van dumpingen van tuinafval.

Er is een uitgebreide discussie bij beheerders (waterschappen, gemeenten, beheerders van natuurterreinen), burgers en groene ondernemers over methoden van bestrijding en geregeld worden nieuwe bestrijdingswijzen getest of gepromoot. Het is dan ook niet gemakkelijk een vast recept voor te schrijven. Per situatie kan de beste methode verschillen en meestal is een combinatie van maatregelen nodig, die gedurende jaren achtereenvolgend moeten worden uitgevoerd. Werken via een beslisboom kan helpen (bijvoorbeeld via <https://bestrijdingduizendknoop.nl/beslisboom/>).

Een belangrijk probleem bij bestrijding is dat partijen moeten samenwerken om werkelijk resultaat te boeken. Nu komt nog te vaak voor dat de beheerder aan een kant van een raster wel zijn best doet, maar de beheerder aan de andere kant niet. Zeker als het voorkomen van generatieve voortplanting belangrijk blijkt te zijn, is samenwerking essentieel.

Preventie van generatieve voortplanting van *Reynoutria*'s is een belangrijke strategie om te voorkomen dat een steeds grotere en genetisch bredere hybridenzwerm kan ontstaan. Als generatieve voortplanting inderdaad een rol van betekenis heeft, moet zaadsetting bij vrouwelijke planten en bloei bij mannelijke planten worden voorkomen. Dan zou het niet beheren van groeiplaatsen een minder geschikte strategie zijn.

10.4 Aanbevelingen voor verder onderzoek

Uit de genetische en morfologische variatie van met name de *Reynoutria*-soorten blijkt dat in veel Europese landen generatieve voortplanting moet plaatsvinden. Er is voldoende bewijs dat er vaak fertiel zaad wordt gevormd. Veel minder duidelijk is nog onder welke omstandigheden er in het veld kieming en vestiging optreedt. Een van de belangrijkste onderzoeksvragen die nu resteert is in welke mate en op wat voor plekken zich kiemplanten kunnen vestigen. Als dit proces al eerder heeft plaatsgevonden zou dat terug te vinden zijn in genetische diversiteit van populaties. Genetisch onderzoek in bestaande populaties zou hier licht op kunnen werpen.

Vanuit de levensstrategie van de Aziatische duizendknopen en de verspreiding van de soort in Midden-Europa geredeneerd, zouden met name meer dynamische beken en rivieren potentieel gevoelig zijn voor vestiging, met kans op een veel invasiever gedrag in deze natuurlijke ecosystemen.

Kennis over milieugevolgen van de Afghaanse duizendknoop (*Koenigia polystachya*) in de EU is nog schaars. Er wordt nu te veel geleund op de bekende effecten van andere duizendknopen. Nader onderzoek naar effecten van deze soort is wenselijk om de zekerheid van de risicobeoordeling te vergroten. Daarbij is ook taxonomisch onderzoek van belang, om onduidelijkheden over herkomst, verwantschap met andere soorten uit het genus, genetische variatie en mogelijke hybridisatie op te helderen.

Dankwoord

Wij zijn dank verschuldigd aan Jenneke Leferink (NWWA), voor haar actieve rol als opdrachtgever en als scherpe meedenker vanuit de inhoud, altijd in het oog houdend de gebruikers waarvoor deze risicobeoordeling bedoeld is. Chris van Dijk (WUR) en Martijn Boosten (PROBOS) leverden waardevolle informatie over kieming en vestiging van duizendknopen in Nederland. Henk Siebel en Max Simmelink van Natuurmonumenten hebben vanuit hun ervaring licht laten schijnen op de mogelijke impact van Aziatische duizendknopen op zeldzame of beschermde soorten in Nederland.

Literatuur

- Abgrall, C., E. Forey, L. Mignot & M. Chauvat, 2018. Invasion by *Fallopia japonica* alters soil food webs through secondary metabolites. *Soil Biology and Biochemistry* 127: 100-109.
- Adachi, N., I. Terashima & M. Takahashi, 1996. Nitrogen translocation via rhizome systems in monoclonal stands of *Reynoutria japonica* in an oligotrophic desert on Mt Fuji: Field experiments. *Ecological Research* 11(2): 175-186.
- Aguilera, A.G., P. Alpert, J.S. Dukes & R. Harrington, 2010. Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions* 12(5): 1243–1252.
- Andersen, J.C., R. S. Bouchier, F.S. Grevstad, R. Van Driesche & N.J. Mills, 2016. Development and verification of SNP arrays to monitor hybridization between two host-associated strains of knotweed psyllid, *Aphalara itadori*. *Biological Control* 93: 49-55.
- Andreu, J. & Vila, M., 2009. Risk analysis of potential invasive plants in Spain. *Journal for Nature Conservation* 18 (1): 34-44.
- Anonymus, 2013a. *Fallopia baldschuanica*. Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. download van: <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-exoticas-invasoras/>.
- Anonymus, 2013b. Interpretation Manual of European Union Habitats - EUR28. European Commission DG Environment.
- Anonymus, 2011. GB Non-native Species Risk Assessment *Fallopia japonica* - Japanese Knotweed. GB Non-native species secretariat.
- Anonymus, 2011. GB Non-native Species Risk Assessment *Fallopia sachalinensis* - Giant Knotweed. GB Non-native species secretariat.
- Anonymus, 2019. Unknotting Canada's knotweed problem. CABI (<https://www.cabi.org/projects/project/33000>).
- Bacieczko, W., A. Borcz & E. Kaszycka, 2015. Ecological characteristics of *Polygonum polystachyum* population in North western Poland (West Pomerania: Niepołcko). *Polish Journal of Natural Sciences* 30(1): 35-46.
- Bailey, J.P., 2013. The Japanese knotweed invasion viewed as a vast unintentional hybridisation experiment. *Heredity* 110(2): 105-110.
- Bailey, J.P., 2001. *Fallopia x conollyana* The Railway-yard Knotweed. *Watsonia* 23: 539-541.
- Bailey, J.P. & R. Wisskirchen, 2006. The distribution and origins of *Fallopia x bohemica* (Polygonaceae) in Europe. *Nordic Journal of Botany* 24(2):173 - 199.
- Bailey, J.P. & A.P. Conolly, 2000. Prize-winners to pariahs: A history of Japanese knotweed s.l. (*Polygonaceae*) in the British Isles. *Watsonia* 23: 93–110.
- Bailey, J.P., K. Bímová & B. Mandák, 2007. The potential role of polyploidy and hybridisation in the further evolution of the highly invasive *Fallopia* taxa in Europe. *Ecological Research* 22(6): 920–928.
- Bailey, J.P., K. Bímová & B. Mandák, 2009. Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed s.l. sets the stage for the "Battle of the Clones". *Biological Invasions* 11(5): 1189-1203.
- Balant, M., 2015. Potentially invasive species *Fallopia baldschuanica* and *Fallopia multiflora* in Slovenia. Thesis University of Ljubljana, Biotechnical faculty, Ecology and biodiversity studies, 82 pag.
- Bardon, C., F. Piola, F. Bellvert, F. el Zahar Haichar, G. Comte, G. Meiffren, T. Pommier, S. Pujalon, N. Tsafack & F. Poly, 2014. Evidence for biological denitrification inhibition (BDI) by plant secondary metabolites. *New Phytologist* 204(3): 620-630.
- Barney, J.N., N. Tharayil, A. Di Tommaso & P.C. Bhowmik, 2006. The Biology of Invasive Alien Plants in Canada. 5. *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. [= *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.]. *Canadian Journal of Plant Science* 86(3): 887–906.

- Bartoszek, W., A. Urbisz & B. Tokarska-Guzik, 2006. *Polygonum polystachyum* Wall. ex Meissner in Poland: status, distribution, habitats. Biodiversity Research and Conservation 1-2: 86-88.
- Beerling, D.J., 1993. The Impact of Temperature on the Northern Distribution Limits of the Introduced Species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in North-West Europe. Journal of Biogeography 20(1): 45-53.
- Beerling, D.J., B. Huntley & J.P. Bailey, 1995. Climate and the distribution of *Fallopia japonica*: use of an introduced species to test the predictive capacity of response surfaces. Journal of Vegetation Science 6(2): 269-282.
- Beerling, D.J., J.P. Bailey & A.P. Conolly, 1994. Biological Flora of the British Isles; *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene. Journal of Ecology 82(4): 959-979.
- Belgian Forum on Invasive Species (BFIS), 2019a. Invasive Species in Belgium: *Koenigia polystachya* - Himalayan knotweed. BFIS, Brussels. <http://ias.biodiversity.be/species/show/85>.
- Belgian Forum on Invasive Species (BFIS), 2019b. Invasive Species in Belgium: *Fallopia japonica* - Japanese knotweed. BFIS, Brussels. <http://ias.biodiversity.be/species/show/9>.
- Belgian Forum on Invasive Species (BFIS), 2019c. Invasive Species in Belgium: *Fallopia x bohemica* - Hybrid knotweed. BFIS, Brussels. <http://ias.biodiversity.be/species/show/145>.
- Belgian Forum on Invasive Species (BFIS), 2019d. Invasive Species in Belgium: *Fallopia sachalinensis* - Giant knotweed. BFIS, Brussels. <http://ias.biodiversity.be/species/show/144>.
- Bímová, K., B. Mandák & P. Pyšek, 2003. Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (Polygonaceae). Plant Ecology 166(1): 1-11.
- Blackburn, T., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U. & Richardson, D.M., 2011. A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology & Evolution 26 (7): 333-339.
- Böhmer, H.J., T. Heger, B. Alberternst & B. Walser, 2006. Ökologie, Ausbreitung und Bekämpfung des Japanischen Staudenknöterichs (*Fallopia japonica*) in Deutschland. Anliegen Natur 30: 29-34.
- Bram, M.R. & J.N. McNair, 2004. Seed germinability and its seasonal onset of Japanese knotweed (*Polygonum cuspidatum*). Weed Science 52(5): 759-767.
- Branquart E., G. Brundu, S. Buholzer, D. Chapman, P. Ehret, G. Fried, U. Starfinger, J. van Valkenburg & R. Tanner, 2016. A prioritization process for invasive alien plant species incorporating the requirements of EU Regulation no. 1143/2014. EPPO Bulletin 46 (3): 603–617.
- Buhk, C. & A. Thielsch, 2015. Hybridisation boosts the invasion of an alien species complex: Insights into future invasiveness. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 17(4): 274–283.
- Buholzer, S., M. Nobis, N. Schoenenberger & S. Rometsch, 2014. Liste der gebietsfremden invasiven Pflanzen der Schweiz. Info Flora.
- CABI, 2015. A Pest Risk Analysis for *Aphalara itadori* for the European Union (EU) Member States in North Western Europe. CABI, Egham (Surrey), 160 pag.
- Caillon, A. & Lavoué, M., 2016. Liste hiérarchisée des plantes exotiques envahissantes d'Aquitaine. Version 1.0. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, Audenge. 33 pp. https://ofsa.fr/ofsa/ressources/5_ref_eee/liste_des_eee_aquitaine.pdf.
- CBNMC, 2017. Liste hiérarchisée des plantes exotiques envahissantes D'Auvergne. Conservatoire botanique national du Massif central (CBNMC), Chavaniac-Lafayette. <http://eee-auvergnerrhonealpes.fr/wordpress/wp-content/uploads/2017/10/liste-EEE-v20170913.pdf>
- Chmura, D., B. Tokarska-Guzik, T. Nowak, G. Woźniak, K. Bzdęga, K. Koszela & M. Gancarek, 2015. The influence of invasive *Fallopia* taxa on resident plant species in two river valleys (southern Poland). Acta Societatis Botanicorum Poloniae 84(1): 23-33.

- Claeson, S.M., C.J. LeRoy, J.R. Barry & K.A. Kuehn, 2014. Impacts of invasive riparian knotweed on litter decomposition, aquatic fungi, and macroinvertebrates. *Biological Invasions* 16(7): 1531–1544.
- Clements, D.R., T. Larsen & J. Grenz, 2016. Knotweed management strategies in North America with the advent of widespread hybrid Bohemian Knotweed, regional differences, and the potential for biocontrol via the Psyllid *Aphalara itadori* Shinji. *Invasive Plant Science and Management* 9(1): 60-70.
- Colleran, B.P. & K.E. Goodall, 2015. Extending the Timeframe for Rapid Response and Best Management Practices of Flood-Dispersed Japanese Knotweed (*Fallopia japonica*). *Invasive Plant Science and Management* 8(2): 250-253.
- Conolly, A.P., 1991. *Polygonum lichiangense* W. Smith rejected as a naturalized British species. *Watsonia* 18: 351-358.
- Conolly, A.P., 1977. The distribution and history in the British Isles of some alien species of *Polygonum* and *Reynoutria*. *Watsonia* 11(4): 291-311.
- Cuperus, G., P. van Welsem & J. Ooms, 2013. Inventarisatie onkruidbestrijding op verhardingen. Tauw, Deventer, 72 p.
- D'hondt, B., S. Vanderhoeven, S. Roelandt, F. Mayer, V. Versteirt, E. Ducheyne, G. San Martin, J-C. Grégoire, I. Stiers, S. Quoilin & E. Branquart, 2014. Harmonia+ and Pandora+: risk screening tools for potentially invasive organisms. Belgian Biodiversity Platform, Brussels. 63 pag.
- Dassonville, N., N. Guillaumaud, F. Piola, P. Meerts & F. Poly, 2011. Niche construction by the invasive Asian knotweeds (species complex *Fallopia*): impact on activity, abundance and community structure of denitrifiers and nitrifiers. *Biological Invasions* 13: 115-1133.
- Dassonville, N., S. Vanderhoeven, W. Gruber & P. Meerts, 2007. Invasion by *Fallopia japonica* increases topsoil mineral nutrient concentrations. *Ecoscience* 14(2): 230-240.
- Davis, E.S., R. Kelly, C.A. Maggs & J.C. Stout, 2018. Contrasting impacts of highly invasive plant species on flower-visiting insect communities. *Biodiversity and Conservation* 27(8): 2069-2085.
- Desmoulin, F. & Emeriau T., 2017. Liste des espèces végétales invasives du Centre-Val de Loire Version 3.0. Conservatoire botanique national du Bassin parisien, délégation Centre-Val de Loire, Orléans. 43 p.
- Diekjobst, H., 1992. Der Vielährige Knöterich (*Polygonum polystachyum*) im Iserlohner Stadtwald (Sauerland). *Natur und Heimat* 52(2): 49-54.
- Dommanget, F., A. Evette, T. Spiegelberger, C. Gallet, M. Pacé, M. Imbert & M-L. Navas, 2014. Differential allelopathic effects of Japanese knotweed on willow and cottonwood cuttings used in riverbank restoration techniques. *Journal of Environmental Management* 132: 71-78.
- Duistermaat, H., D.M. Soes, J. van Valkenburg, B.J. van Heuven, B. Zonneveld & P.J.A. Kessler, 2012. Actuele verspreiding en risico's van mannelijk fertiele *Fallopia japonica* (Polygonaceae) planten. NCB Naturalis Leiden, Bureau Waardenburg Culemborg, NVWA Wageningen, Hortus Botanicus Leiden.
- Duquette, M.-C., A. Compérot, L.F. Hayes, C. Pagola, F. Belzile, J. Dubé & C. Lavoie, 2016. From the source to the outlet: Understanding the distribution of invasive knotweeds along a North American river. *River Research and Applications* 32(5): 958-966.
- eattheweeds.com, website Eat the Weeds: <http://www.eattheweeds.com/japanese-knotweed-dreadable-edible/>, accessed June 2019
- EFSA (European Food Safety Authority), 2015. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance *Reynoutria sachalinensis* extract. *EFSA Journal* 13(9):4221, 73 pp. doi:10.2903/j.efsa.2015.4221.
- Ellison, C. & C. Pratt, 2018. Update on the CABI UK invasive weeds biocontrol programme. CABI powerpoint (<http://www.nonnativespecies.org/downloadDocument.cfm?id=1817>).
- Engler, J., K. Abt & C. Buhk, 2011. Seed characteristics and germination limitations in the highly invasive *Fallopia japonica* s.l. (Polygonaceae). *Ecological Research* 26(3): 555-562.

- Environment Agency, 2019. Treatment and disposal of invasive non-native plants: RPS 178. Website Environment Agency, geraadpleegd maart 2019.
- Essl, F. & Rabitsch, W., 2002. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien. 432 p.
- Fan, P., K. Hostettmann & H. Lou, 2010. Allelochemicals of the invasive neophyte *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. (Polygonaceae). *Chemoecology* 20(3): 223-227.
- Fennell, M., M. Wade & K.L. Bacon, 2018. Japanese knotweed (*Fallopia japonica*): an analysis of capacity to cause structural damage (compared to other plants) and typical rhizome extension. *PeerJ* 6:e5246; DOI 10.7717/peerj.5246.
- Follak, S., M. Eberius, F. Essl, A. Fördös, N. Sedlacek & F. Trognitz, 2018. Invasive alien plants along roadsides in Europe. *EPPO Bulletin* 48(2): 256–265.
- Forman J. & R.V. Kesseli, 2003. Sexual reproduction in the invasive species *Fallopia japonica* (Polygonaceae). *American Journal of Botany* 90(4): 586-592.
- Frantik, T., M. Kovárová, H. Koblihová, K. Bartunková, Z. Nyvltová & M. Vosátka, 2013. Production of medically valuable stilbenes and emodin in knotweed. *Industrial Crops and Products* 50: 237–243.
- Fuchs, J.G., 2017. Studie zur Persistenz von Erdmandelgras (*Cyperus esculentus*) und Japanknöterich (*Reynoutria japonica*) in Kompostierungs- und Vergärungsprozessen. Forschungsinstitut für Biologischen Landbau (FiBL, Schweiz).
- Funkenberg, T., D. Roderus & C. Buhk, 2012. Effects of climatic factors on *Fallopia japonica* s.l. seedling establishment: evidence from laboratory experiments. *Plant Species Biology* 27(3): 218–225.
- Gemeente Amsterdam, 2019. Voorjaarsnota 2019 pagina 46. (https://assets.amsterdam.nl/publish/pages/96325/voorjaarsnota_2019_1.pdf)
- Galasso, G., E. Banfi, F. De Mattia, F. Grassi, S. Sgorbati & M. Labra, 2009. Molecular phylogeny of *Polygonum* L. s.l. (*Polygonoideae*, *Polygonaceae*), focusing on European taxa: preliminary results and systematic considerations based on rbcL plastidial sequence data. *Atti Soc. It. Sci. Nat. Museo Civ. Stor. Nat. Milano* 150(1): 113-148.
- Galasso, G., G. Ceffali & A. Colatore, 2006. In: Scoppola, A. (red.): *Notulae alla checklist della flora vascolare Italiana: 2 (1192-1266)*; *Notula_1249*. *Informatore Botanico Italiano* 38(1): 208.
- Gammon, M.A. & R. Kesseli, 2009. Haplotypes of *Fallopia* introduced into the US. *Biological Invasions* 12(3): 421-427.
- Gaskin, J.F., M. Schwarzländer, F.S. Grevstad, M.A. Haverhals, R.S. Bouchier & T.W. Miller, 2014. Extreme differences in population structure and genetic diversity for three invasive congeners: knotweeds in western North America. *Biological Invasions* 16(10): 2127-2136.
- GB Non-native Species Secretariat (GBNNSS), 2015. Rapid risk assessment summary sheet Himalayan knotweed (*Persicaria wallichii*). GB Non-native Species Secretariat, York. <https://secure.fera.defra.gov.uk/nonnativespecies/downloadDocument.cfm?id=1413>.
- GB Non-native Species Secretariat (GBNNSS), 2019. Risk assessment. GB Non-native Species Secretariat, York. <http://www.nonnativespecies.org/index.cfm?pageid=143>.
- Gerber, E., C. Krebs, C. Murrell, M. Moretti, R. Rocklin & U. Schaffner, 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation* 141(3): 646-654.
- Gorjanc, M., A. Savić, L. Topalić-Trivunović, M. Mozetič, R. Zaplotnik, A. Vesel & D. Grujić, 2016. Dyeing of plasma treated cotton and bamboo rayon with *Fallopia japonica* extract. *Cellulose* 23(3): 2221-2228.
- GOV.UK 2019. Guidance Treatment and disposal of invasive non-native plants: RPS 178. Environment Agency (<https://www.gov.uk/government/publications/treatment-and-disposal-of-invasive-non-native-plants-rps-178/treatment-and-disposal-of-invasive-non-native-plants-rps-178>, Updated 9 April 2019).
- Gowton, C., A. Budsock & D. Matlaga, 2016. Influence of Disturbance on Japanese Knotweed (*Fallopia japonica*) Stem and Rhizome Fragment Recruitment Success within Riparian Forest Understory. *Natural Areas Journal* 36(3): 259-267.

- Grevstad, F., R. Shaw, R. Bouchier, P. Sanguankeeo, G. Cortat & R.C. Reardon, 2013. Efficacy and host specificity compared between two populations of the psyllid *Aphalara itadori*, candidates for biological control of invasive knotweeds in North America. *Biological Control* 65(1): 53-62.
- Grimsby J.L., D. Tsirelson, M.A. Gammon & R. Kesseli, 2007. Genetic diversity and clonal vs. sexual reproduction in *Fallopia* spp. (Polygonaceae). *American Journal of Botany* 94(6): 957-964.
- Groeneveld E., F. Belzile & C. Lavoie, 2014. Sexual reproduction of Japanese knotweed (*Fallopia japonica* s.l.) at its northern distribution limit: new evidence of the effect of climate warming on an invasive species. *American Journal of Botany* 101(3): 459-466.
- Ham, R.W.J.M., 1985. Afghaanse duizendknoop. In: Mennema, J., A.J. Quené-Boterenbrood & C.L. Plate: Atlas van de Nederlandse Flora deel 2, Zeldzame en vrij zeldzame planten. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht.
- Hamilton, A., 2011. *Booze for Free*. Penguin Books, 399p.
- Hedeneč P., D. Novotný, S. Ust'ak, R. Honzík, M Kovarova, H. Simackova & J. Frouz, 2014b. Allelopathic effect of new introduced biofuel crops on the soil biota: A comparative study. *European Journal of Soil Biology* 63:14-20.
- Hedeneč, P., D. Novotny, S. Ustak, T. Cajthaml, A. Slejska, H. Simackova, R. Honzík, M. Kovarova & J. Frouz, 2014a. The effect of native and introduced biofuel crops on the composition of soil biota communities. *Biomass and Bioenergy* 60: 137-146.
- Herpigny, B., N. Dassonville, P. Ghysels, G. Mahy & P. Meerts, 2012. Variation of growth and functional traits of invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) in Belgium. *Plant Ecology* 213(3): 419-430.
- Hoffman, M.H.A., 2016a. List of names of perennials: Naamlijst van Vaste Planten. Naktuinbouw, Roelofarendsveen. 632 pp.
- Hoffman, M.H.A., 2016b. List of names of perennials: Naamlijst van Houtige gewassen. Naktuinbouw, Roelofarendsveen. 1080 pp.
- Hollingsworth, M.L. & J.P. Bailey, 2000a. Hybridisation and clonal diversity in some introduced *Fallopia* species (Polygonaceae). *Watsonia* 23(1): 111-121.
- Hong, S-P., 1993. Reconsideration of the generic status of *Rubrivena* (Polygonaceae, Persicarieae). *Plant Systematics and Evolution* 186(1-2): 95-122.
- Hong, S-P. & H.K. Moon, 2003. Unrecorded and introduced taxon in Korea: *Persicaria wallichii* Greuter & Burdet (*Persicaria*, Polygonaceae). *Korean Journal of Plant Taxonomy* 33(2): 219-223.
- Hoste, I., F. Verloove & J.P. Bailey, 2017. Two recent records from Belgium of established plants of *Fallopia x conollyana*: A low profile alien steps into the open. *Dumortiera* 112: 8-13.
- Iersel, W. van, 2019. Zap! En je onkruid is weg. *Stad + Groen* 7(1): 111-113.
- Info Flora, 2018. Die Asiatischen Knöteriche (*Polygonaceae*, Knöterichgewächse). www.infoflora.ch.
- ISC 2016. Knotweeds Tips. Invasive Species Council of British Columbia (https://bcinvasives.ca/documents/Knotweeds_TIPS_Final_07_22_2016.pdf).
- Jones, D., G. Bruce, M.S. Fowler, R. Law-Cooper, I. Graham, A. Abel, F.A. Street-Perrott & D. Eastwood, 2018. Optimising physiochemical control of invasive Japanese knotweed. *Biological Invasions* 20(8): 2091–2105.
- Jones, K., D. Shaw, S. Wood, M. Seier, S. Thomas, K. Pollard & A. Brook, 2013. Japanese knotweed biological control testing for The Netherlands. NWWA-CABI.
- Jonsell B., 1999. Additional nomenclatural notes to Flora Nordica (*Lycopodiaceae* to *Polygonaceae*). *Nordic Journal of Botany* 19(4): 385-387.
- Kala, C.P., 2004. Pastoralism, plant conservation, and conflicts on proliferation of Himalayan knotweed in high altitude protected areas of the Western Himalaya, India. *Biodiversity and Conservation* 13(5): 985-995.

- Kaplan, Z., J. Danihelka, P. Koutecký, K. Šumberová, L. Ekrt, V. Grulich, R. Řepka, Z. Hroudová, J. Štěpánková, V. Dvořák, M. Dančák, P. Dřevojan & J. Wild, 2017. Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 4. *Preslia* 89(2): 180.
- Kelly, J., O'Flynn, C., and Maguire, C. 2013. Risk analysis and prioritization for invasive and non-native species in Ireland and Northern Ireland. Environment Agency and National Parks and Wildlife Service as part of Invasive Species, Dublin.
<http://invasivespeciesireland.com/wp-content/uploads/2013/03/Risk-analysis-and-prioritization-29032012-FINAL.pdf>.
- Kim, J.Y. & C-W. Park, 2000. Morphological and chromosomal variation in *Fallopia* section *Reynoutria* (*Polygonaceae*) in Korea. *Brittonia* 52(1): 34–48.
- Klein, H.I., 2011. Species biography for Himalayan knotweed *Persicaria wallichii* Greuter & Burdet (*Polygonum polystachyum* Meisner). Alaska Center for Conservation Science.
- Komarov, V.L. (red.), 1970. Flora of the USSR, Volume V. Botanicheskii institut (Akademiia nauk SSSR), Translated and published as part of the translations program of the Smithsonian Institution Libraries.
- Krebs, C., E. Gerber, D. Matthies & U. Schaffner, 2011. Herbivore resistance of invasive *Fallopia* species and their hybrids. *Oecologia* 167(4): 1041–1052.
- Krebs, C., G. Mahy, D. Matthies, U. Schaffner, M-S. Tiébré & J-P. Bizoux, 2010. Taxa distribution and RAPD markers indicate different origin and regional differentiation of hybrids in the invasive *Fallopia* complex in central-western Europe. *Plant Biology* 12(1): 215-223.
- Kretz, M. & I.K. Vogtsburg, 1994. Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern: 1., Erprobung ausgewählter Methoden. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 60 pag.
- Kurose, D., T. Renals, R. Shaw, N. Furuya, M. Takagi & H. Evans, 2006. *Fallopia japonica*, an increasingly intractable weed problem in the UK: Can fungi help cut through this Gordian knot? *Mycologist* 20(2): 126–129.
- Kurose, D., N. Furuya, K. Tsuchiya, S. Tsushima & H.C. Evans, 2012. Endophytic fungi associated with *Fallopia japonica* (*Polygonaceae*) in Japan and their interactions with *Puccinia polygoni-amphibii* var. *tovariae*, a candidate for classical biological control. *Fungal Biology* 116(7): 785-791.
- Lajos, B. D. István & K. Gergely, 2004. A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból. In: Botond, M. & Z. Botta-Dukát: *Biológiai Inváziók Magyarországon: Özönnövények*, pag. 61-92. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Lalancette, N., L.A. Furman & J.F. White, 2013. Management of peach rusty spot epidemics with biorational fungicides. *Crop Protection* 43: 7-13.
- Lamberti-Raverot, B., F. Piola, M. Thiébaud, L. Guillard, F. Vallier & S. Puijalon, 2017. Water dispersal of the invasive complex *Fallopia*: The role of achene morphology. *Flora* 234: 150-157.
- Lavoie, C., 2017. The impact of invasive knotweed species (*Reynoutria* spp.) on the environment: review and research perspectives. *Biological Invasions* 19(8): 2319-2337.
- Londo, G. & H.N. Leys, 1979. Stinseplanten en de Nederlandse flora. *Gorteria* 9(7/8): 247-257.
- Maerz, J.C., B. Blossey & V. Nuzzo, 2005. Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed. *Biodiversity and Conservation* 14(12): 2901–2911.
- Mandak, B., P. Pysek & K. Bimova, 2004. History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. *Preslia* 76: 15-64.
- Mandak, B., P. Pysek, M. Lysak J. Suda, A. Krahulcova & K. Bimova, 2003. Variation in DNA-ploidy Levels of *Reynoutria* Taxa in the Czech Republic. *Annals of Botany* 92(2):265-272.

- Martin, F.-M., 2019. The study of the spatial dynamics of Asian knotweeds (*Reynoutria* spp.) across scales and its contribution for management improvement. Thesis Universite Grenoble Alps, 138 pag.
- Mastrandrea, M.D., C.B. Field, T.F. Stocker, O. Edenhofer, K.L. Ebi, D.J. Frame, H. Held, E. Kriegler, K.J. Mach, P.R. Matschoss, G.-K. Plattner, G.W. Yohe & F.W. Zwiers, 2010. Guidance note for lead authors of the IPCC Fifth Assessment Report on consistent treatment of uncertainties. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva. Beschikbaar op IPCC-website. Laatst bezocht 23 juli 2019.
- Mastrandrea, M.D., K.J. Mach, G.-K. Plattner, O. Edenhofer, T.F. Stocker, C.B. Field, K.L. Ebi & P.R. Matschoss, 2011. The IPCC AR5 guidance note on consistent treatment of uncertainties: a common approach across the working groups. *Climatic Change* 108: 675-691.
- Matthews, J., R. Beringen, M.A.J. Huijbregts, H.J. van der Mheen, B. Odé, L. Trindade, J.L.C.H. van Valkenburg, G. van der Velde & R.S.E.W. Leuven, 2015. Horizon scanning and environmental risk analyses of non-native biomass crops in the Netherlands. Institute for Water and Wetland Research, Radboud University, Nijmegen, 253 pag.
- Matthews, J., G. van der Velde, F.P.L. Collas, L. de Hoop, K.R. Koopman, A.J. Hendriks & R.S.E.W. Leuven, 2017. Inconsistencies in the risk classification of alien species and implications for risk assessment in the European Union. *Ecosphere* 8 (6): e01832. 10.1002/ecs2.1832.
- Meijden, R. van der, 2005. Heukels' Flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- Meyer, F.G. & E.H. Walker (red.), 1965. *Polygonum*. In: Flora of Japan (A combined, much revised, and extended translation of the Flora of Japan by Jisaburo Ohwi 1953) pag. 405-413. Smithsonian Institution, Washington DC. (download van <https://www.biodiversitylibrary.org>).
- MMARM (Ministerio de Medio Ambiente, Rural & Marino), 2011. 19398 - Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras. *Boletín Oficial del Estado* 298: 132711.
- Moravcová, L., P. Pyšek, V. Jarošík & P. Zákavský, 2011. Potential phytotoxic and shading effects of invasive *Fallopia* (*Polygonaceae*) taxa on the germination of dominant native species. *Neobiota* 9: 31-47.
- Nawrocki, T., H.I. Klein, L.A. Flagstad & M.L. Carlson, 2011. Alaska non-native plant invasiveness Ranking Form for *Persicaria wallichii* Greuter & Burdet. Alaska Center for Conservation Science.
- Nawrot-Hadzik, I., S. Slusarczyk, S. Granica, J. Hadzik & A. Matkowski, 2019. Phytochemical Diversity in Rhizomes of Three *Reynoutria* Species and their Antioxidant Activity Correlations Elucidated by LC-ESI-MS/MS Analysis. *Molecules* 24, 1136: 1-38; doi:10.3390/molecules24061136.
- Negi, V.S., R.K. Maikhuri, A. Maletha, 2017. *Polygonum polystachyum*: Peril to biodiversity of the alpine ecosystem, Western Himalaya, India. *Current Science* 113(12): 2249-2251.
- Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W. & Essl, F., 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wildlebende gebietsfremde Gefäßpflanzen unter Verwendung von Ergebnissen aus den F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330, FKZ 3510 86 0500 und FKZ 3511 86 0300. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. 204 p.
- Nhiem, N.X., P. Van Kiem, C. Van Minh, N.T. Hoai, H.V. Duc, B.H. Tai, T.H. Quang, B.L.T. Anh, S.-G. Yeo, J.-H. Song, D.-S. Cheon, M.H. Park, H.-J. Ko & S.H. Kim, 2014. Anti-influenza Sesquiterpene from the roots of *Reynoutria japonica*. *Natural Product Communications* 9(3): 315-318.
- Nishizono, H., K. Kubota, S. Suzuki & F. Ishii, 1989. Accumulation of heavy metals in cell walls of *Polygonum cuspidatum* roots from metalliferous habitats. *Plant and Cell Physiology* 30(4): 595-598.
- O'Flynn, C., Kelly, J. & Lysaght, L., 2014. Ireland's invasive and non-native species – trends in introductions. National Biodiversity Data Centre Series 2 (Series editor L. Lysaght). National Biodiversity Data Centre, Waterford. 50 p.

- Oldenburger, J., J. Penninkhof, C. de Groot & F. Voncken, 2017. Praktijkproef bestrijding duizendknoop. Probos, Wageningen.
- Oldenburger, J.F. & J. Penninkhof, 2017. Bestrijding van Aziatische Duizendknopen. *De Levende Natuur* 118(4): 136-138.
- Parepa, M., M. Fischer, C. Krebs & O. Bossdorf, 2014. Hybridization increases invasive knotweed success. *Evolutionary Applications* 7(3): 413-420.
- Parepa, M., U. Schaffner & O. Bossdorf, 2012. Sources and modes of action of invasive knotweed allelopathy: the effects of leaf litter and trained soil on the germination and growth of native plants. *Neobiota* 13: 15-30.
- Pashley, C.H., 2003. The use of molecular markers in the study of the origin and evolution of Japanese Knotweed *sensu lato*. Thesis University of Leicester.
- Pashley, C.H., J.P. Bailey & C. Ferris, 2007. Clonal diversity in British populations of the alien invasive Giant Knotweed, *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse Decraene, in the context of European and Japanese plants. *Watsonia* 26: 359-371.
- Pergl, J., J. Sádlo, A. Petrušek, Z. Laštůvka, J. Musil, I. Perglová, R. Šanda, H. Šefrová, J. Šíma, V. Vohralík & P. Pyšek, 2016. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28: 1-37.
- pfaf.org, website Plants For A Future:
<https://pfaf.org/user/Plant.aspx?LatinName=Reynoutria+japonica>, accessed June 2019.
- Pheloung, P.C., Williams, P.A. & Halloy, S.R., 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* 57: 239-251.
- Portegijs, T., 2019. Experiment zorgt voor aanzienlijke afname woekerende duizendknopen. *Nature Today* 26 2-2019: <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=24962>.
- Quere E. & J. Geslin, 2016. Liste des plantes vasculaires invasives de Bretagne. DREAL Bretagne, Région Bretagne. Conservatoire botanique national de Brest, 27 p. + annexes.
- Raats, S., 2019. Japanse duizendknoop? Naadloos afdekken en zand erover! *Stad + Groen* 7(1): 88-91.
- Reeder, R., P. Kelly & Y. Arocha, 2010. First identification of 'Candidatus *Phytoplasma aurantifolia*' infecting *Fallopia japonica* in the United Kingdom. *Plant Pathology* 59(2): 396-396.
- Richards, C.L., R.L. Walls, J.P. Bailey, R. Parameswaran, T. George & M. Pigliucci, 2008. Plasticity in salt tolerance traits allows for invasion of novel habitat by Japanese knotweed s. l. (*Fallopia japonica* and *F. x bohemica*, Polygonaceae). *American Journal of Botany* 95(8): 931-942.
- Rouifed, S., C. Byczek, D. Laffray & F. Piola, 2012. Invasive Knotweeds are highly tolerant to salt stress. *Environmental Management* 50(6): 1027-1034.
- Rouifed, S., F. Piola & T. Spiegelberger, 2014. Invasion by *Fallopia* spp. in a French upland region is related to anthropogenic disturbances. *Basic and Applied Ecology* 15(5): 435-443.
- Rouifed, S., M-R. Viricel, S. Puijalon & F. Piola, 2011. Achene Buoyancy and Germinability of the Terrestrial Invasive *Fallopia x bohemica* in Aquatic Environment: A New Vector of Dispersion? *Ecoscience* 18(1): 79-84.
- Rumlerová, Z., M. Vilà, J. Pergl, W. Nentwig & P. Pyšek, 2016. Scoring environmental and socioeconomic impacts of alien plants invasive in Europe. *Biological Invasions* 18: 3697-3711.
- Sanchez, A., T.M. Schuster & K.A. Kron, 2009. A Large-Scale Phylogeny of *Polygonaceae* Based on Molecular Data. *International Journal of Plant Sciences* 170(8): 1044-1055.
- Schuster, T.M., J.L. Reveal, M.J. Bayly & K.A. Kron, 2015. An updated molecular phylogeny of *Polygonoideae* (*Polygonaceae*): Relationships of *Oxygonum*, *Pteroxygonum*, and *Rumex*, and a new circumscription of *Koenigia*. *Taxon* 64 (6): 1188-1208.

- Schuster, T.M., K.L. Wilson & K.A. Kron, 2011. Phylogenetic Relationships of *Muehlenbeckia*, *Fallopia*, and *Reynoutria* (*Polygonaceae*) Investigated with Chloroplast and Nuclear Sequence Data. *International Journal of Plant Sciences* 172(8): 1053-1066.
- Seeney, A., 2016. The riparian invasion: salmonid friend or foe? *FBA News* 70(3): 5-7.
- Seiger, L.A. & H.C. Merchant, 1997. Mechanical control of Japanese knotweed (*Fallopia japonica* [Houtt.] Ronse Decraene): effects of cutting regime on rhizomatous reserves. *Natural Areas Journal* 17(4): 341-345.
- Seiger, L.A. & H.C. Merchant, 1997. Mechanical control of Japanese knotweed (*Fallopia japonica* [Houtt.] Ronse Decraene): Effects of cutting regime on rhizomatous reserves. *Natural Areas Journal* 17(4): 341-345.
- Shaw, R.H., S. Bryner & R. Tanner, 2009. The life history and host range of the Japanese knotweed psyllid, *Aphalara itadori* Shinji: Potentially the first classical biological weed control agent for the European Union. *Biological Control* 49(2): 105–113.
- Sneppen, P. van der, 2018. Harderwijk verdrinkt Japanse duizendknoop. *Stad en Groen* 4 34-37 (<https://www.stad-en-groen.nl/upload/artikelen/sg418harderwijkjapanseduizendknoop.pdf>)
- Stace, C.A., 2019. *New Flora of the British Isles*, Fourth Edition. C & M Floristics, Middlewood Green, Suffolk.
- Stoll, P., K. Gatzsch, H-P. Rusterholz & B. Baur, 2012. Response of plant and gastropod species to knotweed invasion. *Basic and Applied Ecology* 13(3): 232-240.
- Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel, 1999. *De vegetatie van Nederland. Deel 5 plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen*. Opulus Press, Uppsala-Leiden, 376 p.
- Strgulc Krajšek, S. & J. Dolenc Koce, 2015. Sexual reproduction of knotweed (*Fallopia* sect. *Reynoutria*) in Slovenia. *Preslia* 87(1): 17-30.
- Sukopp, H. & U. Sukopp, 1988. "*Reynoutria japonica*" Houtt. in Japan und in Europa. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel*, in Zürich 98: 354-372.
- Suseela, V., P. Alpert, C.H. Nakatsu, A. Armstrong & N. Tharayil, 2016. Plant–soil interactions regulate the identity of soil carbon in invaded ecosystems: implication for legacy effects. *Functional Ecology* 30(7): 1227-1238.
- Tanner, R. & Branquart, E., 2019. *Koenigia polystachya* (Wall. ex Meisn.) T.M. Schust. & Reveal. *Study on Invasive Alien Species – Development of Risk Assessments: Final Report*. European Commission, Brussels (in prep.)
- Tiébré, M-S., J.P. Bizoux, O.J. Hardy, J.P. Bailey & G. Mahy, 2007b. Hybridization and morphogenetic variation in the invasive alien *Fallopia* (*Polygonaceae*) complex in Belgium. *American Journal of Botany* 94(11): 1900–1910.
- Tiébré, M-S., S. Vanderhoeven, L. Saad & G. Mahy, 2007a. Hybridization and sexual reproduction in the invasive alien *Fallopia* (*Polygonaceae*) complex in Belgium. *Annals of Botany* 99(1): 193-203.
- Tijhuis, C.I.M., 2017. *Collegevoorstel Stadsbrede bestrijding Japanse Duizendknoop 2017-2019* (<https://www.amersfoort.nl/web/file?uuid=71da1303-adb2-426a-b8d1-a9cdaba631ad&owner=a46adc0b-3fdf-46de-afba-c11e346680c1&contentid=4508>).
- UNEP, 2014. *Pathways of Introduction of Invasive Species, their prioritization and management*. Convention on Biological Diversity UNEP/CBD/SBSTTA/18/9/Add.1, Montreal, 18 pag.
- Urgenson, L.S., S.H. Reichard & C.B. Halpern, 2009. Community and ecosystem consequences of giant knotweed (*Polygonum sachalinense*) invasion into riparian forests of western Washington, USA. *Biological Conservation* 142(7): 1536-1541.
- Ust'ak, S. & J. Vana, 1998. Hazardous element transfer from contaminated soils to selected energy plants. *Rostlinna Vyroba* 44(10): 477-485.
- Van der Meer, S., B. Odé & M. Verhofstad (2019). *Ruwe inschatting kosten van uitvoering maatregelen uit de strategie voor exoten die in 2017 aan de EU-Unielijst zijn toegevoegd*. FLORON-rapport: 2019.039.e1

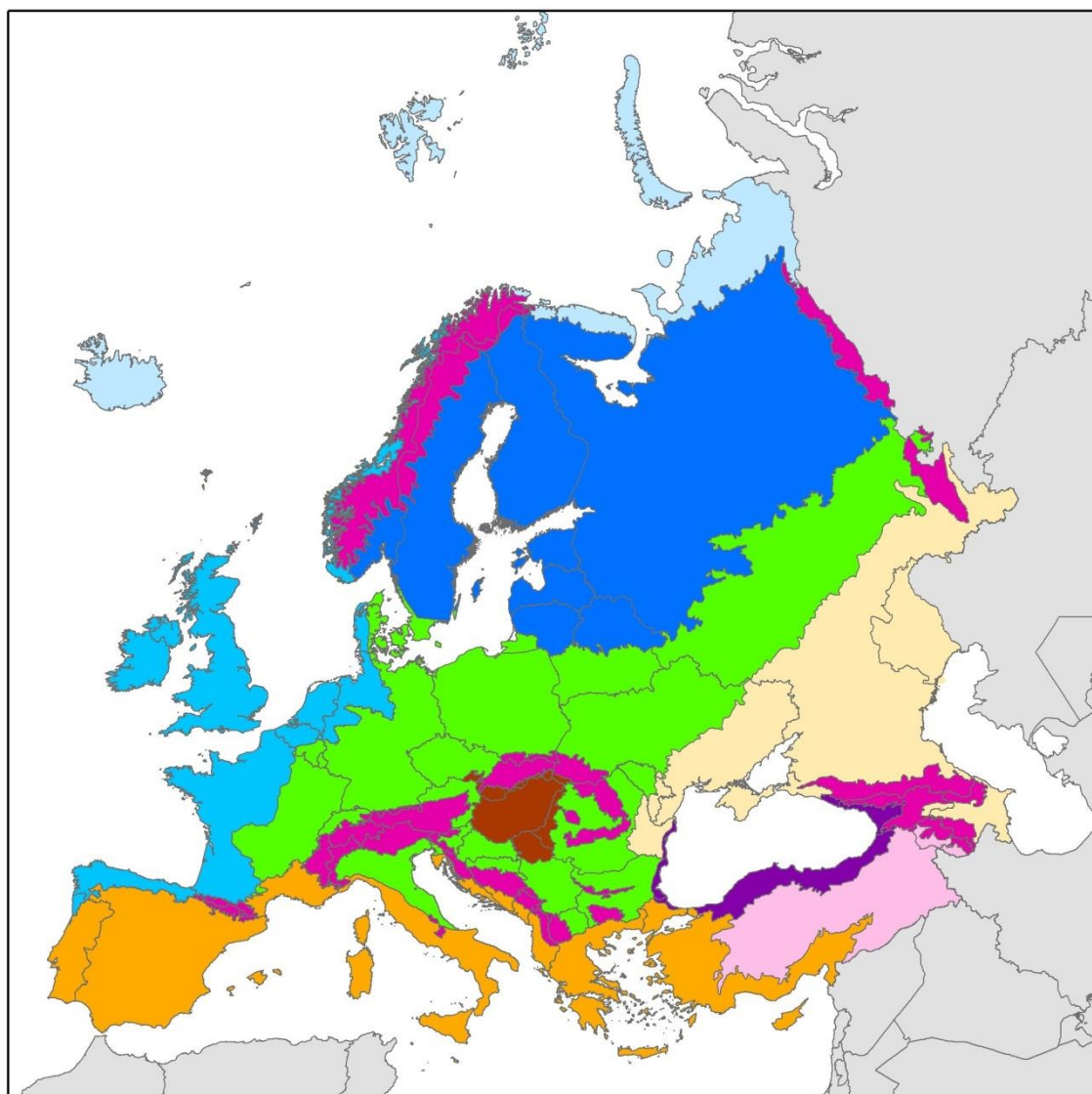
- Van Oorschot, M., M.G. Kleinhans, G.W. Geerling, G. Egger, R.S.E.W. Leuven & H. Middelkoop, 2017. Modeling invasive alien plant species in river systems: Interaction with native ecosystem engineers and effects on hydro-morphodynamic processes. *Water Resources Research* 53(8): 6945-6969.
- Vanderhoeven, S., N. Dassonville & P. Meerts, 2005. Increased Topsoil Mineral Nutrient Concentrations Under exotic invasive plants in Belgium. *Plant and Soil* 275(1–2): 169–179.
- Vanderklein, D.W., J. Galster & R. Scherr, 2014. The impact of Japanese knotweed on stream baseflow. *Ecohydrology* 7(2): 881-886.
- Verbrugge, L.N.H., G.van der Velde, A.J., Hendriks, H. Verreycken & R.S.E.W. Leuven, 2012. Risk classifications of aquatic non-native species: application of contemporary European assessment protocols in different biogeographical settings. *Aquatic Invasions* 7 (1): 49-58.
- Verloove, F., 2017. *Muehlenbeckia*. On: Manual of the Alien Plants of Belgium. Botanic Garden Meise, Belgium. At: <http://alienplantsbelgium.be/content/muehlenbeckia>, accessed March 2019.
- Vermeulen, G.D., R.P. van Zuydam, D.A.G. Kurstjens, 2002. Toepassingsmogelijkheden van niet-chemische technieken voor onkruidbestrijding op verhardingen. Nota P 2002-91, Instituut voor Milieu- en Agritechniek (IMAG), Wageningen, 79 pag.
- Veste M., D. Mantovani, L. Koning, S. Lebzien & D. Freese, 2011. Improving nutrient and water use efficiency of IGNISCUM®—a new biomass crop. *Berichte der Deutschen Bodenkundlichen DBG*, p. 4.
- Visser, A. de, 1973. *Polygonum polystachyum* Wall. ex Meissn. op Walcheren. *Gorteria* 6 (12): 203-204.
- Vrchotova, N., B. Sera & J. Triska, 2007. The stilbene and catechin content of the spring sprouts of *Reynoutria* species. *Acta Chromatographica* 19: 21-28.
- Walls, R.L., 2010. Hybridization and plasticity contribute to divergence among coastal and wetland populations of invasive hybrid Japanese Knotweed s.l. (*Fallopia* spp.). *Estuaries and Coasts* 33(4): 902–918.
- Wang, Y, J. Ding & G. Zhang, 2008. *Gallerucida bifasciata* (Coleoptera: Chrysomelidae), a potential biological control agent for Japanese knotweed (*Fallopia japonica*). *Biocontrol Science and Technology* 18: 59-74.
- Weber, E. & D. Gut, D., 2004. Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation* 12: 171-179.
- Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra & T. Westra, 1985. Nederlandse oecologische flora, wilde planten en hun relaties, deel 1. IVN / Vara / VEWIN.
- Wegnez, J., 2018. Liste hiérarchisée des plantes exotiques envahissantes (PEE) d'Île-de-France. Version 2.0. Conservatoire botanique national du Bassin Parisien (CBNBP), délégation Ile-de-France, Paris. 45 p.
- Wittenberg, R. (red.), 2006. Invasive aliens' species in Switzerland, factsheets. Federal Office for the Environment (FOEN).
- Yonekura, K. & H. Ohashi, 1997. New Combinations of East Asian Species of *Polygonum* s. l. *Journal of Japanese Botany* 72(3): 154-161.
- Zubek, S., M.L. Majewska, J. Błaszowski, A.M. Stefanowicz, M. Nobis & P. Kapusta, 2016. Invasive plants affect arbuscular mycorrhizal fungi abundance and species richness as well as the performance of native plants grown in invaded soils. *Biology and Fertility of Soils* 52(6): 879-893.

Bijlage 1 Landen waarin *Reynoutria*-soorten en *Koenigia polystachya* zijn verwilderd

1: Invasief, x: Aanwezig. (Bron: <https://www.cabi.org>, april 2019 met aanpassingen n.a.v. Strgulc Krajšek & Dolenc Koce 2015 en Balant 2015). Voor de volledigheid is de in sommige Europese landen verwilderde *Reynoutria multiflora* in de tabel opgenomen. De aandelen van verschillende biogeografische regio's in landen zijn met percentages aangegeven (en in kleuren weergegeven van geel naar rood). N.B. andere bronnen kunnen andere of aanvullende informatie geven over verspreiding en invasiviteit dan deze tabel aangeeft.

	<i>R. japonica</i>	<i>R. xbohemica</i>	<i>R. sachalinensis</i>	<i>K. polystachya</i>	<i>R. multiflora</i>	Biogeografische regio (% opp./land)																
						Alpine	Anatolian	Arctic	Atlantic	BlackSea	Boreal	Continental	Macaronesia	Mediterranean	Pannonian	Steppic	Outside					
Europa EU																						
België	1	1	1	1					61			39										
Bulgarije	x		x			16				7		78		0						0		
Cyprus	x	x	x											100								
Denemarken	x	1	1	x					31			69										
Duitsland	1	1	1	x		1			20			79										
Estland	x		1								100											
Finland	x	x	1			5					95											
Frankrijk	1	1	1	x		6			49			34		12								
Griekenland			1			0						0		100								
Hongarije	x	1	x		x	0						0							100			
Ierland	1	1	1	x					100													
Italië	x	1	1	x	x	17						29		54								
Kroatië	x	x	x			15						55		30		0						
Letland	x										100											
Litouwen	x		x								100	0										
Luxemburg	x		1									100										
Malta														100								
Nederland	1	x	1	x					100			0										
Oostenrijk	1	x	x	x		63						37				0						
Polen	1	1	1	x		3					0	97										
Portugal	x								5				3	91								
Roemenië	x	x	x			21				2		56				6	16					
Slovenië	1	1	1		x	38						62		0	0							
Slowakije	x	x	x			71						0				29						
Spanje	1	x	1	x		2			11				1	86							0	
Tsjechië	1	1	1	x		0						96				4						
Verenigd Koninkrijk	1	1	1	1					100													
Zweden	x	x	1	x		19						77	4									
Europa geen EU																						
Noorwegen	1	x	1	x		59		1	23		17											
Rusland	x	x	x			2		4		0	18	7							8		62	
Servië	x		x			5						70				25						
Zwitserland	1	1	1	1		59						41										
Noord Macedonië	x					47						53		0								
Oekraïne		x	x			4				0		54				0		41				
Liechtenstein				x		100																
Overig																						
Canada	1	1	x	x																		
Verenigde Staten	1	1	1	1																		
Nieuw Zeeland	1		1	x																		
Australië	1	x	1																			
Chili	x																					
Japan		x																				
Zuid Afrika			x																			

Bijlage 2 Biogeografische regio's Europa



Biogeografische regio's in Europa




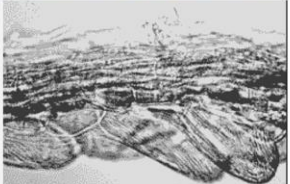
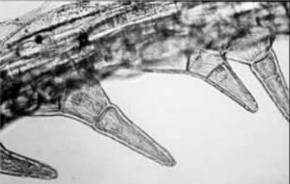
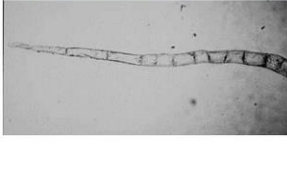
	Alpiene		Continentale
	Anatolische		Macaronesische
	Arctische		Mediterrane
	Atlantische		Pannonische
	Zwarte Zee		Steppe
	Boreale		Buiten Europa

Bijlage 3 Chromosoomgetallen bij enkele Aziatische duizendknopen

Genus (n=grondgetal)	Soort	Oorspronkelijk areaal	Secundair areaal	Nederland
<i>Reynoutria</i> (n=11)	<i>R. japonica</i> var. <i>japonica</i>	44, 66, 88, 110	88	66, 88
	<i>R. japonica</i> var. <i>compacta</i>	44	44	
	<i>R. x bohemica</i>	66	66 , 44, 77, 88, 105, 110	66
	<i>R. sachalinensis</i>	44, 102, 132	44 , 66, 88	88
<i>Koenigia</i> (n=11)	<i>K. polystachya</i>	22	22	
<i>Fallopia</i> (n=10)	<i>F. baldschuanica</i>	20	20	
xReylophia	x <i>Reylophia conollyana</i>		54	

De meest voorkomende ploëdie in het secundaire areaal is vetgedrukt. Bron: Bimova et al. (2003), Bailey et al. (2009), Mandak et al. (2003), Duistermaat et al. (2012) en Stace (2019).

Bijlage 4 Verschillen tussen drie *Reynoutria*-soorten

	Japane duizendknoop <i>Fallopia japonica</i>	Bastaardduizendknoop <i>Fallopia x bohemica</i>	Sachalinse duizendknoop <i>Fallopia sachalinensis</i>
Hoogte	150 - 250 cm	200 - 500 cm	300 - 600 cm
Stengel	veelvuldig vertakt	weinig tot veelvuldig vertakt	onvertakt of met enkele vertakkingen
Grootte blad	10 - 18 cm	15 - 30 cm	25 - 50 cm
Bladvoet	recht	recht tot zwak hartvormig	duidelijk hartvormig
Haren blad	schubvormig	korte, stijve, driehoekige haren	lange, buigzame haren
Blad foto's: Menno Soes			
Haren foto's: John Bailey			
Opmerkingen	var. <i>compacta</i> heeft dezelfde kenmerken, maar is in alle opzichten kleiner.		

Bron: www.verspreidingsatlas.nl/determinatie/ehbd/view.aspx?id=12

Bijlage 5 Aziatische duizendknopen binnen Natura2000-gebieden in Nederland

Aantallen unieke waarnemingen van Aziatische duizendknopen (periode 1990-2018) in Natura2000-gebieden. De geel geaccentueerde waarnemingen betreffen onnauwkeurige waarnemingen. Bij deze gebieden is het onzeker of de waarneming binnen het Natura2000-gebied gedaan is (bron: NDFF 2019).

Natura2000-gebied	<i>R. japonica</i>	<i>R. × bohemica</i>	<i>R. sachalinensis</i>	<i>K. polystachya</i>
Aamsveen	2			
Abtskolk & De Putten	2			
Achter de Voort, Agelerbroek & Voltherbroek	1			
Alde Feanen	14		1	
Arkemheen	5			
Bargerveen	31			
Bekendelle	1		5	
Bemelerberg & Schiepersberg	4			
Bergvennen & Brecklenkampse Veld	1			
Biesbosch	18	2		1
Binnenveld	1			
Boetelerveld			1	
Borkeld	1			
Brabantse Wal	30		3	
Bunder- en Elsloërbos	12			
Buurserzand & Haaksbergerveen	4		2	
Canisvliet	2			
Coepelduynen	2			
De Wieden	5			
Deurnsche Peel & Mariapeel	43			
Dinkelland	14		1	
Donkse Laagten	2			
Drentsche Aa-gebied	26		7	
Drents-Friese Wold & Leggelderveld	33	3	2	
Drouwenerzand	3			
Duinen Den Helder-Callantssoog	3			
Duinen en Lage Land Texel	4		1	
Duinen Schiermonnikoog	1			
Duinen Terschelling	12			
Dwingelderveld	17	1	3	
Eems-Dollard	1			
Eilandspolder	1			

Natura2000-gebied	<i>R. japonica</i>	<i>R. × bohemica</i>	<i>R. sachalinensis</i>	<i>K. polystachya</i>
Engbertsdijksvenen	4			
Fochteloërveen	21		2	
Gelderse Poort	144	13	84	2
Geleenbeekdal	4		3	1
Geuldal	47			
Grensmaas	6			
Grevelingen	1			
Groote Peel	5			
Groote Wielen	2			
Haringvliet	5			
Havelte-Oost	18			9
Hollands Diep	13		1	1
IJsselmeer	4		1	
IJperveld, Varkensland, Oostzanerveld & Twiske	3		1	
Kampina & Oisterwijkse Vennen	31	1	6	4
Kempenland-West	33	2	40	
Kennemerland-Zuid	30		7	
Ketelmeer & Vossemeer				1
Kolland & Overlangbroek	6		1	
Kop van Schouwen	28		2	
Krammer-Volkerak	1			
Landgoederen Brummen	16	8	1	
Landgoederen Oldenzaal	7			
Langstraat	2			
Lauwersmeer	2			
Leekstermeergebied	7			
Leenderbos, Groote Heide & De Plateaux	117	4	5	
Lemselermaten	1			
Leudal	12			
Lingegebied & Diefdijk	1			
Loevestein, Pompeveld & Kornsche Boezem	2			
Lonnekermeer	1		7	1
Loonse en Drunense Duinen & Leemkuilen	23	1	1	1
Maasduinen	21			
Manteling van Walcheren	11			
Mantingerzand	5			
Markermeer & IJmeer	5		2	
Meijendel & Berkheide	10			
Meinweg	4			

Natura2000-gebied	<i>R. japonica</i>	<i>R. × bohemica</i>	<i>R. sachalinensis</i>	<i>K. polystachya</i>
Nieuwkoopse Plassen & De Haeck	1		2	
Noordhollands Duinreservaat	10		3	
Noordzeekustzone			1	
Olde Maten & Veerslootslanden	2			
Oostelijke Vechtplassen	24	3	6	
Oosterschelde	2			
Oude Maas	2			
Oudegaasterbrekken, Fluessen en omgeving	2			
Polder Westzaan			1	
Polder Zeevang	2			
Regte Heide & Riels Laag	4		2	1
Roerdal	32			
Rottige Meenthe & Brandemeer	2	1		
Sallandse Heuvelrug	2			
Schoorlse Duinen	7	5	1	
Sint Jansberg	1			
Sint Pietersberg & Jekerdal	3			
Sneekermeergebied	4			
Solleveld & Kapittelduinen	21	4	2	
Springendal & Dal van de Mosbeek	7		1	
Strabrechtse Heide & Beuven	2		1	
Swalmdal	3			
Uiterwaarden IJssel	45	8	2	
Uiterwaarden Lek	3			
Uiterwaarden Neder-Rijn	56	1	9	8
Uiterwaarden Waal	60	1	8	
Uiterwaarden Zwarte Water en Vecht	1		2	
Ulvenhoutse Bos	12			1
Vecht- en Beneden-Reggegebied	12	9	17	1
Veerse Meer	1			
Veluwe	733	193	124	5
Veluwerandmeren	5			
Vlijmens Ven, Moerputten & Bossche Broek	12	1		
Voordelta	1			
Voornes Duin	48	3	1	
Waddenzee	1			
Weerribben	2		2	
Weerter- en Budelerbergen & Ringselven	4		1	
Westduinpark & Wapendal	31	1	1	
Westerschelde & Saefthinghe	5			

Natura2000-gebied	<i>R. japonica</i>	<i>R. × bohemica</i>	<i>R. sachalinensis</i>	<i>K. polystachya</i>
Wierdense Veld	2			
Wijnjeterper Schar	1			
Witte Veen	4			
Witterveld	2			
Wormer- en Jisperveld & Kalverpolder	6		1	
Yerseke en Kapelse Moer	1			
Zuidlaardermeergebied	4		1	
Zwanenwater & Pettemerduinen	3		16	
Zwarte Meer	1			

Aantal Natura2000-gebieden: 91(-116) 15(-21) 23(-49) 9(-14)

Bijlage 6a Oppervlakte (ha) van EU-habitattype 6430 binnen de EU-landen

Voedselrijke, soortenrijke ruigtes langs waterlopen en boszomen (bron: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/natura-10>).

Land	Atlantisch	Boreaal	Continentaal	Mediterraan	Pannonisch	Alpien	Zwarte zee	Marien Atlantisch	Marien Baltisch	Marien Zw. zee	Marien Mediterr.	Steppe	
Bulgarije			8758			4048	829			13			13648
Denemarken	5		27					6	5				43
Duitsland	1650		8780			4192							14622
Estland		1872							868				2740
Finland		306				44							350
Frankrijk	18363		5371	1980		8090							33804
Griekenland				305									305
Groot-Brittannië	369												369
Hongarije					3804								3804
Ierland	207												207
Italië			5882	7403		21000					8		34292
Kroatië			71			57							128
Letland		745											745
Litouwen		1194											1194
Luxemburg			13										13
Nederland	1347							44					1391
Oostenrijk			138			1426							1564
Polen			6264			554							6818
Portugal	0			0				0					0
Roemenië			175		2570	537	0					39	3321
Slovenië			20821			24192							45013
Slowakije					825	3234							4060
Spanje	3757			39191		185		157			348		43639
Tsjechië			3516		4								3521
Zweden		2309	135			7138		165	14				9760

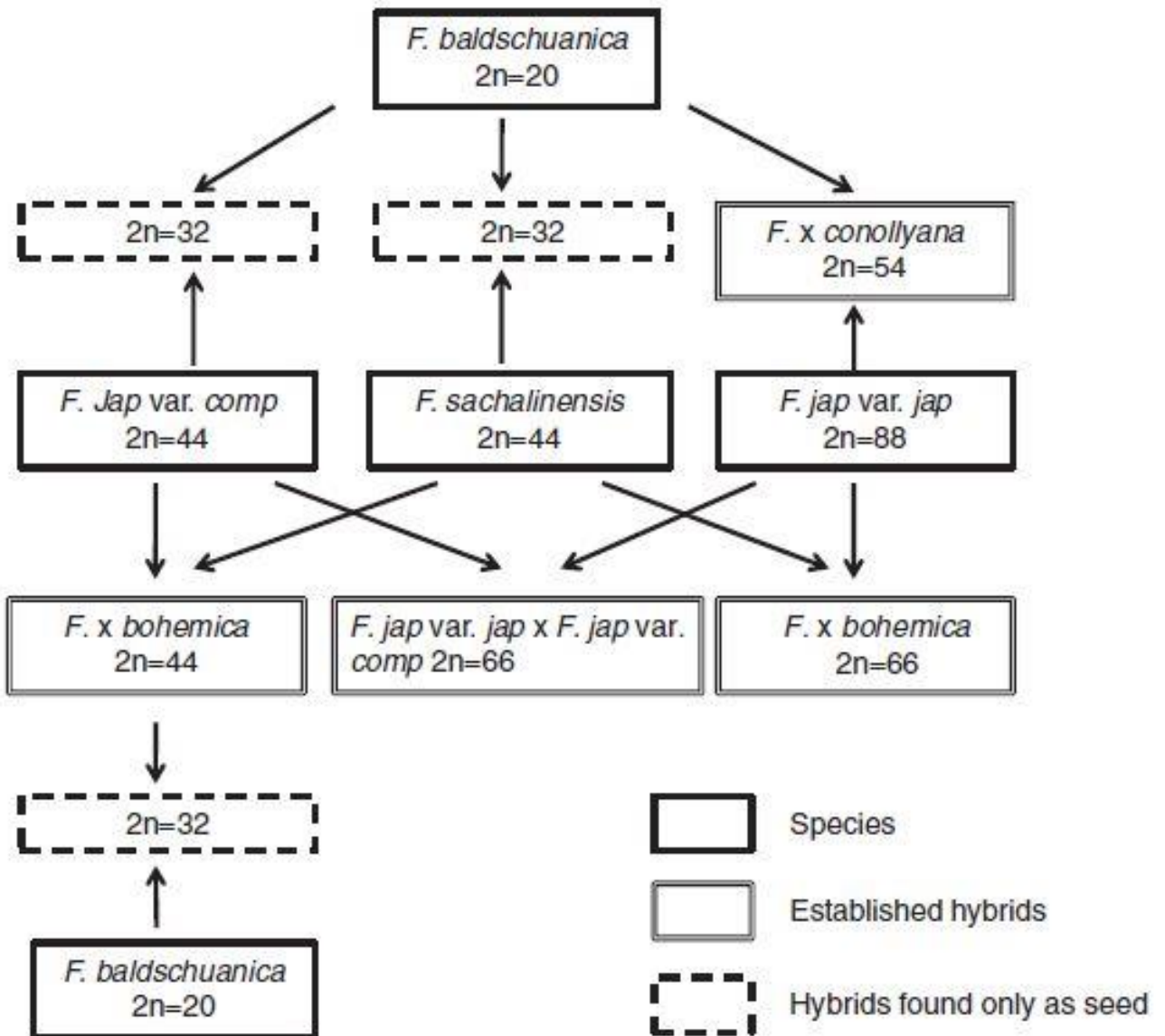
Bijlage 6b Oppervlakten (ha) van EU-habitattype 91E0 binnen de EU-landen

Vochtige alluviale bossen met *Alnus glutinosa* and *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae) (bron: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/natura-10>).

Land	Atlantisch	Boreaal	Continentaal	Mediterraan	Pannonisch	Alpien	Zwarte Zee	Marien Atlantisch	Marien Baltisch	Marien Zw. Zee	Marien Mediterr.	Steppe	
Bulgarije			8002			1298	567			312			10179
Denemarken	112		1169					131	179				1591
Duitsland	5371		48112			889							54372
Estland		3279							71				3350
Finland		1330				314							1645
Frankrijk	36934		23552	7041		12100							79627
Griekenland				844									844
Groot-Brittannië	3318												3318
Hongarije					50915								50915
Ierland	2353												2353
Italië			19397	6050		3629					47		29123
Kroatië			19155			498							19653
Letland		2688											2688
Litouwen		2661											2661
Luxemburg			265										265
Nederland	4294												4294
Oostenrijk			9642			3157							12799
Polen			80382			6811							87193
Portugal	0			3124				2042					5166
Roemenië			2260		274	659						107	3300
Slovenië			3955			660							4616
Slowakije					8130	5845							13975
Spanje	17809			30160		646		2575			161		51351
Tsjechië			5889		587								6476
Zweden		2414	629			1659		73	290				5065

Bijlage 7 Kruisingen en terugkruisingen binnen het genus *Reynoutria*

Het onderstaande schema van (terug)kruisingen binnen het genus *Reynoutria* is opgesteld door Bailey (2013). N.B. met uitzondering van *F. baldschuanica* zijn alle *Fallopia* soorten nu opgenomen in het genus *Reynoutria*.



Bijlage 8: Risicobeoordeling van vier Aziatische duizendknopen met het Harmonia+ protocol.

Tabel 7.1: Risicobeoordeling van vier Aziatische duizendknopen met het Harmonia+ protocol.

Risicobeoordeling								
1. Context risicobeoordeling								
A01. Beoordelaar(s)	Auteurs risicoanalyse voor NVWA		Auteurs risicoanalyse voor NVWA		Auteurs risicoanalyse voor NVWA		Auteurs risicoanalyse voor NVWA	
A02. Soortnaam	Japanse duizendknoop (<i>Reynoutria japonica</i>)		Sachalinse duizendknoop (<i>Reynoutria sachalinensis</i>)		Basterdduizendknoop (<i>Reynoutria xbohemica</i>)		Afghaanse duizendknoop (<i>Koegneria polystachya</i>)	
A03. Gebied	Europese Unie		Europese Unie		Europese Unie		Europese Unie	
A04. Soortstatus in gebied	Uittheems en gevestigd in het wild		Uittheems en gevestigd in het wild		Uittheems en gevestigd in het wild		Uittheems en gevestigd in het wild	
A05. Risicodomeinen	Milieu en volksgezondheid		Milieu en volksgezondheid		Milieu en volksgezondheid		Milieu en volksgezondheid	
Risicocategorie	Risico		Zekerheid		Risico		Zekerheid	
2. Risico introductie								
A06. Waarschijnlijkheid introductie via natuurlijke dispersie	Laag	Hoog	Laag	Hoog	Laag	Hoog	Laag	Hoog
A07. Waarschijnlijkheid onbewuste introducties	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
A08. Waarschijnlijkheid bewuste introducties	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
3. Risico vestiging								
A09. Klimaatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Hoog	Optimaal	Hoog	Optimaal	Hoog	Optimaal	Hoog
A10. Habitatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Hoog	Optimaal	Hoog	Optimaal	Hoog	Optimaal	Hoog
4. Risico verspreiding								
A11. Natuurlijke dispersiecapaciteit voor secundaire verspreiding	Hoog	Matig	Hoog	Matig	Hoog	Matig	Laag	Laag
A12. Frequentie secundaire verspreiding door mens	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog
5a. Risico voor milieu								
A13. Effecten inheemse soorten door predatie, parasitisme of herbivorie	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog
A14. Effecten inheemse soorten door competitie	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Matig	Laag
A15. Effecten inheemse soorten door hybridisatie	Geen/zeer laag	Hoog	Geen/zeer laag	Hoog	Geen/zeer laag	Hoog	Geen/zeer laag	Hoog
A16. Effecten inheemse soorten door overdracht parasieten of pathogenen	Zeer laag	Matig	Zeer laag	Matig	Zeer laag	Matig	Zeer laag	Matig
A17. Effecten integriteit ecosystemen door veranderen abiotiek	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Matig	Laag
A18. Effecten integriteit ecosystemen door veranderen biotiek	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Matig	Laag
5b. Risico voor plantenteelt								
A19. Effecten teeltplanten door predatie, parasitisme of herbivorie	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog
A20. Effecten teeltplanten door competitie	Laag	Matig	Laag	Matig	Laag	Matig	Laag	Laag
A21. Effecten teeltplanten door hybridisatie	Laag	Hoog	Matig	Hoog	Matig	Hoog	Geen/zeer laag	Hoog
A22. Effecten integriteit teeltsystemen	Zeer laag	Matig	Zeer laag	Matig	Zeer laag	Matig	Zeer laag	Laag
A23. Effecten teeltplanten door overdracht parasieten of pathogenen	Zeer laag	Matig	Zeer laag	Matig	Zeer laag	Matig	Zeer laag	Laag
5c. Risico voor gedomesticeerde dieren								
A24. Effecten dierenwelzijn of -productie door parasitisme of predatie	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog
A25. Effecten dierenwelzijn of -productie door gevaarlijke stoffen	Zeer laag	Hoog	Zeer laag	Hoog	Zeer laag	Hoog	Zeer laag	Hoog
A26. Effecten dierenwelzijn of -productie door overdracht parasieten of pathogenen	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Matig
5d. Risico voor volksgezondheid								
A27. Effecten volksgezondheid door parasitisme	Inapplicabel	Hoog	Inapplicabel	Hoog	Inapplicabel	Hoog	Inapplicabel	Hoog
A28. Effecten volksgezondheid bij contact door gevaarlijke stoffen	Zeer laag	Hoog	Zeer laag	Hoog	Zeer laag	Hoog	Zeer laag	Matig
A29. Effecten volksgezondheid door overdracht parasieten of pathogenen	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Hoog	n.v.t.	Matig
5e. Risico voor overige effecten								
A30. Effecten infrastructuur etc.	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Hoog	Laag	Laag
6. Risico voor ecosysteemdiensten								
A31. Effecten op productiediensten	Neutraal	Matig	Neutraal	Matig	Neutraal	Matig	Neutraal	Laag
A32. Effecten op regulerende diensten	Matig negatief	Matig	Matig negatief	Matig	Matig negatief	Matig	Neutraal	Laag
A33. Effecten op culturele diensten	Matig negatief	Matig	Matig negatief	Matig	Matig negatief	Matig	Neutraal	Laag
7. Effect van klimaatverandering op risico's								
A34. Introductie	Geen	Hoog	Geen	Hoog	Geen	Hoog	Geen	Hoog
A35. Vestiging	Geen	Matig	Geen	Matig	Geen	Matig	Geen	Laag
A36. Verspreiding	Geen	Hoog	Geen	Hoog	Geen	Hoog	Geen	Laag
A37. Effecten milieu	Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag
A38. Effecten plantenteelt	Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag
A39. Effecten gedomesticeerde dieren	Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag
A40. Effecten volksgezondheid	Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag
A41. Effecten infrastructuur etc.	Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag	Geen	Laag

n.v.t.: niet van toepassing.

FLORON

Natuurplaza
Toernooiveld 1 - 6525 ED Nijmegen
Postbus 9010 - 6500 GL Nijmegen

T: 024 - 7 410 573 (alg.)
E: infor@floron.nl
www.floron.nl