



Document réalisé en lien avec le réseau EEE Pays-de-la-Loire

La Crassule de Helms (*Crassula helmsii* Cockayne, 1907) :

Fiche d'alerte détaillée, première analyse des risques, possibilités de régulation et mesures de biosécurité

Fiche rédigée par **Fabien Dortel** (Conservatoire Botanique National de Brest) et **Alain Dutartre** (hydrobiologiste indépendant, GT IBMA).

Relectures : Doriane Blottière (UICN France), Emmanuel Leheurteux (CEN Pays de la Loire), Jean-Patrice Damien (PNR de Brière), Emmanuelle Sarat (UICN France).

- La Crassule de Helms est une plante des milieux aquatiques à inondables, originaire d'Australie et de Nouvelle-Zélande et signalée en France depuis 1999.
- Les connaissances actuellement disponibles sur la biologie et l'écologie de l'espèce permettent d'évaluer relativement bien ses capacités de dispersion et la gamme de biotopes qu'elle est susceptible de coloniser.
- L'espèce ne fait pas l'objet de mesures de réglementation à l'heure actuelle.
- Les impacts des développements d'herbiers monospécifiques denses sur les communautés indigènes (flore et faune) des biotopes colonisés resteraient à préciser mais les informations sur ce sujet dont nous disposons déjà dans ce domaine nous semblent confirmer la nécessité d'apporter une extrême attention à cette espèce sur l'ensemble du territoire métropolitain.
- Cette surveillance, accompagnée des interventions rapides indispensables, devrait encore s'accroître de manière importante pour tenter de ralentir sa progression. Si des possibilités de régulation, voire d'éradication locale, paraissent applicables de manière efficace dans des sites de dimensions réduites, si possible dépourvus de connexions hydrographiques avec d'autres milieux en eau, ou à la rigueur dans des cas de détections très précoces, cela semble être plus délicat dans des milieux ouverts, connectés à d'autres (réseaux de fossés, lits principaux ou bras morts de cours d'eau, plans d'eau installés sur des cours d'eau, grandes zones humides, etc.).
- Dans le cas de colonisations plus étendues dans des milieux interconnectés, l'enjeu se situe davantage dans le ralentissement de sa dispersion et dans l'adaptation des pratiques pour limiter les impacts.
- Les informations sur cette espèce présentant les enjeux de sa dispersion et comportant des éléments d'identification les plus complets possibles doivent faire l'objet d'une large diffusion afin que tous les opérateurs de terrain aient les informations suffisantes pour mieux la repérer dès son installation.

1. Description

Cette petite plante succulente de la famille des Crassulacées, à feuillage vert clair et à tiges parfois rougissantes, présente des racines qui se concentrent au niveau des nœuds des tiges. Les feuilles sont opposées, sessiles, épaisses et reliées entre elles par une encolure. Sa morphologie est très variable, notamment en fonction du niveau d'eau: plus l'eau est profonde, plus les distances entre les nœuds s'allongent, de même que la longueur des feuilles, ce qui peut poser des problèmes d'identification. Selon les biotopes, les tiges de la Crassule de Helms peuvent mesurer de quelques centimètres à environ 1,3 m de longueur, toujours avec un faible diamètre ne dépassant pas quelques millimètres. De forme linéaire à ovale-lancéolée, aiguë, souvent recourbées et sans pétiole, les feuilles peuvent mesurer de 4 à 24 mm de longueur et de 0,5 à 2,0 mm de large.

Des fleurs solitaires à 4 pétales, de couleur blanches à rosées, d'un diamètre de 3-4 mm sont portées par des pédoncules floraux de 2 à 8 mm de longueur à l'aisselle des feuilles. Les graines, quand elles sont produites, sont lisses, elliptiques à ovales, et mesurent 0,5 mm de long.

2. Confusions possibles

Une confusion morphologique avec certains orpins (*Sedum* sp.) et l'espèce indigène proche *Crassula tillaea* est possible mais peu probable car ces espèces sont généralement cantonnées aux milieux secs. Il existe davantage de risques de confusion avec certaines formes terrestres de Callitriches (*Callitriche brutia*, notamment), bien qu'elles ne possèdent ni fleurs blanches ni feuilles épaisses et pointues. Des confusions avec la Montie des fontaines (*Montia* spp.) sont également possibles, d'autant qu'elle peut fréquenter les mêmes lieux, mais cette dernière est plus ramifiée, d'un vert un peu bleuté, et possède des feuilles plus larges et des fleurs à 5 pétales (et non 4).



Figure 1 : *C. helmsii* en forme émergée estivale, en fleurs. ©A. Balsam



Figure 2 : *C. helmsii* en forme immergée hivernale. ©E. Leheurteux, CEN Pays de la Loire



Figure 3 : Tapis de *Callitriche brutia*. ©F. Dortel, CBNB



Figure 4 : Montie des fontaines (à gauche) et Crassule de Helms (à droite). ©F. Dortel, CBNB

3. Origine et voies d'introduction

Originnaire d'Australie et de Nouvelle-Zélande, la *Crassula* de Helms est une plante des milieux aquatiques à inondables qui colonise les eaux douces stagnantes ou à faible courant, les sols détrempés ou humides des berges et des « baisses ». Elle a été introduite en Angleterre en 1911 puis vendue à partir des années 1920 en tant que plante d'aquarium et de plans d'eau (EPPO, 2007). En France, les premiers signalements en milieu naturel dateraient de la fin des années 1990 à Langon (Ille-et-Vilaine) (Diard, 2005).

Elle est devenue une plante d'aquarium et de bassins très populaire et se trouve très facilement sur les sites de vente en ligne, y compris sous d'autres dénominations telles que *Bulliarda recurva*, *Crassula recurva*, *Tillea recurva* ou *Tillea helmsii*. De par sa petite taille, elle peut également se retrouver accidentellement dans les godets d'autres plantes vendues dans les catalogues de plantes de jardins ("*C. helmsii* is often found as a 'contaminant' or 'hitchhiker' plant with other species ordered through water garden catalogues") (Environment Agency, 2003 dans CABI, 2009).

4. Biologie et écologie

• Reproduction

En Europe, selon les informations actuelles, *Crassula helmsii* se reproduit principalement par multiplication végétative, ses tiges étant très cassantes et se bouturant facilement.

La plante fleurit et, alors qu'on la pensait stérile en Europe (Dawson & Warman, 1987), des expérimentations en conditions contrôlées semblent démontrer le contraire. Ainsi lors des tests de Denys *et al.* (2014), des germinations ont permis le développement de plantes. Les auteurs indiquent que les germinations de graines très proches de la surface du sédiment étaient beaucoup plus nombreuses que celles placées à quelques centimètres de profondeur. Plus récemment, une expérimentation a porté sur seize populations provenant d'Allemagne, de Pays-Bas, d'Angleterre, de Belgique et du Nord de la France (D'Hondt *et al.*, 2016). Les semis sous serre ont produit des germinations pour la plupart des populations testées. Les taux de germination sont très variables et, à l'exception d'une des populations testées, ne dépassent pas 20 %. Cette étude ne démontre pas que les graines de crassule peuvent germer en conditions naturelles en Europe mais les auteurs indiquent qu'en extrapolant les données dont ils disposent sur la taille des plantes, les nombres de fleurs, de fruits et de graines, 1 m² de crassule avec un recouvrement de 100 % pourrait produire 16 000 graines viables sur une saison (D'Hondt *et al.*, 2016). Ils rappellent également que le repérage sur le terrain de germinations éventuelles serait très difficile car, ainsi que le notait Dawson (1994), de par la très petite taille des individus de cette espèce, la distinction entre les plantes issues de germination et celles provenant de reproduction végétative reste très difficile à faire (fragments d'enveloppe de graine, racine primaire). Cette capacité de reproduction sexuée devrait donc faire l'objet d'analyses ultérieures car son existence avérée devrait conduire à de fortes évolutions des pratiques de gestion de cette espèce.

• Une plante compétitrice et à forte croissance

Une fois installée, cette plante stolonifère peut montrer une croissance rapide (Laundon, 1961 ; Hill *et al.*, 2004 dans Dean, 2015). Son enracinement reste cependant superficiel. Elle ne présente pas de phase de repos hivernal et elle est de plus capable d'exploiter le CO₂ présent dans l'eau durant la nuit

en le stockant temporairement dans ses cellules sous forme d'acide malique, ce qui pourrait lui donner un avantage de croissance en journée, dans des conditions où la disponibilité en CO₂ est un facteur limitant de la photosynthèse (Newman & Raven, 1995 ; Klavsen & Maberly, 2009 dans Dean, 2015). Elle peut donc croître rapidement et occuper sa niche écologique tout au long de l'année en concurrençant les espèces végétales moins compétitives.

- **Une large amplitude écologique**

Si la crassule trouve son optimum écologique dans les climats méditerranéens à été chaud, elle semble



Figure 5 : Berge colonisée par la Crassule.
©E. Leheurteux, CEN Pays de la Loire

tolérer une large palette climatique, comme en atteste son aire d'origine où les précipitations estivales sont comprises entre 100 et 550 mm et les pluies hivernales cumulent 200 à 3000 mm. Elle peut en outre résister à des températures hivernales froides (moyenne des températures minimales du mois le plus froid : jusqu'à -6°C), en particulier en phase immergée.



Figure 6 : Crassule immergée, sous une couche de glace à Donges (44). ©F. Dortel, CBNB

La crassule peut résister à des mises en assec plus ou moins prolongées par réduction de son évapotranspiration diurne, via la fermeture des stomates. Ses caractéristiques biologiques en font une plante pionnière à fort pouvoir colonisateur, en particulier dans les eaux douces peu profondes, ensoleillées, neutres à alcalines et riches en nutriments, surtout lorsque la végétation est clairsemée

pour des causes naturelles ou suite à un aménagement. Elle est toutefois plus tolérante que d'autres espèces invasives à des conditions ombragées et peut parfois s'installer dans des écosystèmes a priori moins vulnérables aux espèces invasives, notamment les milieux oligotrophes (à faible teneur en nutriments), comme les tourbières, où elle pourrait toutefois présenter un caractère moins envahissant. Les vases temporairement nues des bordures des milieux aquatiques, liées aux variations de niveau d'eau, ainsi que les sites récemment curés sont particulièrement favorables à son installation (Dean, 2015).

Si la crassule préfère nettement les eaux calmes ou stagnantes, elle peut néanmoins s'implanter et se développer dans des milieux plus courants. Dans des expérimentations en rivière artificielle, Dawson & Warman (1987) indiquaient que les biomasses de plantes testées avaient au moins doublé en trois à quatre mois dans des gammes de vitesse s'étendant de 6 à 32 cm/s. Cette capacité à s'installer dans des milieux soumis au courant a également été observée en milieu naturel. Dans un bilan de la dispersion de l'espèce en Grande-Bretagne (Dawson, 1994), 14 % des 270 sites recensés en 1990 correspondaient à des cours d'eau ("*linear water courses*") et la plante a été observée par exemple sur des atterrissements et radiers sur le Falleron en amont de Machecoul (O. Fandard, *comm.pers.*).

L'espèce semble capable de se maintenir dans des biotopes émergés jusqu'à quelques décimètres au-dessus du niveau des eaux dès lors que les sédiments ou les sols restent humides : Dawson & Warman (1987) citent 0,7 m. Les gazons amphibies denses qu'elle peut former en bordure des eaux y sont assez faciles à repérer puis à identifier. Moins connues, ses capacités de colonisation en profondeur sont toutefois importantes : par exemple, dans leur description de sites colonisés en Grande Bretagne, Dawson & Warman (1987) indiquaient une profondeur maximale de 3 m. Pour sa part Hussner (2007) note que l'espèce peut se développer en plans d'eau jusqu'à 10 m de profondeur et que dans le lac Fühlinger près de Cologne, ses populations pouvaient entrer en compétition avec les espèces indigènes jusqu'à environ 8 m de profondeur.

Les biomasses produites par cette espèce sont évidemment très variables selon les biotopes, entre quelques grammes de matières sèches par m² et 1,5 kg selon les auteurs. Les valeurs maximales mesurées concernent les herbiers denses émergés. Les plantes immergées à faible profondeur peuvent produire des biomasses de l'ordre de 1 kg (par exemple, 1,1 kg cité par Dawson & Warman, 1987) et les biomasses produites dans les zones plus profondes peuvent être de l'ordre de 200 à 300 grammes. Toutefois, dans ses investigations sur le lac Fühlinger, Hussner (2007) signale que les biomasses présentes à des profondeurs de 6 à 8 m ne sont pas significativement plus faibles que dans les zones moins profondes ("*die gebildeten Biomassen von Helms Dickblatt im Fühlinger See auch in Wassertiefen von 6-8 m nicht signifikant geringer sind als in den flacheren Gewässerbereichen*").

La tolérance au sel de la Crassule de Helms reste à préciser. En effet, dans les éléments de discussion de leur article, Dawson & Warman (1987) citent des données de Nouvelle-Zélande indiquant que l'espèce semble capable de résister aux embruns salés et se trouve dans les marais salés d'un estuaire ("*in saltmarshes of an estuary*"). Ils notent également que l'espèce semble posséder un certain degré de tolérance vis-à-vis du sel pourtant non démontré par les données issues d'Australie.

Par ailleurs, Denys & Packet (2004) ont noté la présence de l'espèce dans un site proche d'Anvers jusqu'à une profondeur de 50 cm dans des eaux où la salinité mesurée était de 2,9 g/L. Enfin, les résultats de récents tests en conditions contrôlées d'une durée d'un mois (Dean *et al.*, 2013 ; Dean, 2015) montrent que la croissance de l'espèce diminue avec l'augmentation de salinité et que les plantes soumises à une salinité de 8 g/L sont mortes en fin de test.



Figure 7 : Crassule en forme terrestre, en situation oligo à méso-haline, Grande Brière Mottière.
©J-P. Damien, PNR Brière

- **Une plante qui se dissémine très facilement**

A ses capacités de croissance s'ajoutent d'importantes facultés de dissémination. Un fragment de tige inférieur à 5 mm de longueur peut donner de nouveaux individus. La plante se fragmente facilement et de plus, en fin de saison et en situation émergée, elle produit des turions qui sont des structures de résistance hivernale des bourgeons pouvant mesurer moins de 3 mm (EPPO, 2007). L'émission de fragments de tige ou de turions favorise sa propagation par l'eau. La faune terrestre et les oiseaux sont très probablement des vecteurs de dispersion de ces très petites propagules, sur des distances plus ou moins importantes (ragondins, oiseaux d'eau) : la possibilité d'une dispersion endozoochore de fragments végétatifs, bien que très limitée semble-t-il, est d'ailleurs confirmée par des expériences menées sur des oies ayant consommé la crassule (Denys *et al.*, 2014). Néanmoins, l'Homme reste probablement le vecteur de dispersion le plus important, en particulier par ses activités dans les milieux humides (curage et transport des sédiments, intervention d'engins, bottes, transport d'eau et pompes d'irrigation, etc.).

5. Impacts

Les importantes capacités de production de biomasse, de colonisation d'une large gamme de biotopes et de compétition interspécifique de cette espèce, lui permettant le développement d'herbiers monospécifiques, peuvent être la cause d'impacts négatifs d'intensité variables dans de nombreuses situations. Ces impacts peuvent toucher à la fois les usages humains et les communautés végétales et animales des milieux concernés.



Figure 8 : La corde bleue limite le terrain sec par rapport au bassin totalement colonisé : illustration des risques de noyade. © E. Leheurteux, CEN PDL

Les tapis très denses qu'elle peut former peuvent, à l'instar d'autres plantes amphibies, contribuer à combler des zones humides peu profondes, telles que des fossés et canaux d'irrigation ou de drainage, des mares d'abreuvement, des annexes de cours d'eau alimentées en eau de manière irrégulière, des plans d'eau naturels ou artificiels de nature très diverses, etc. (Fried, 2012). Ces tapis, qui peuvent couvrir les bordures des eaux et les eaux elles-mêmes dans les biotopes stagnants ou à très faible courant, peuvent être dangereux pour les animaux et les enfants qui peuvent prendre ces zones pour des terrains secs ("*The mats can be dangerous to pets; livestock and children who mistake them for dry land*") (EPPO, 2007). Par ailleurs, selon la fiche de l'OEPP (2007), les fortes colonisations par cette espèce peuvent favoriser des inondations.

Enfin, comme cela a déjà été précisé, les importantes capacités de colonisation par la crassule de milieux ouverts, soit naturellement soit à la suite d'aménagement, entraînent un risque important de dissémination qu'il faudra nécessairement prendre en compte dans les opérations de restauration de zones humides dans les régions où l'espèce est présente ou en voie de dispersion, ceci afin de ne pas faciliter son implantation dans ces nouveaux sites.



Figure 9 : Comblement d'un fossé par la crassule suite à un curage (curé 18 mois auparavant, la crassule n'était alors pas détectable) – Gétigné (44). ©F. Dortel, CBNB

A notre connaissance, mis à part les dépenses occasionnées par les interventions de gestion de cette espèce dans de nombreux sites, aucun impact économique directement induit par ses développements n'a été rapporté. En revanche les dépenses liées aux interventions commencent à être régulièrement renseignées : elles pourraient s'avérer très importantes. En Grande-Bretagne, premier état européen à avoir subi l'invasion par la crassule, ces dépenses font partie depuis près de trois décennies des enjeux de sa gestion puisque Dawson (1998), cité dans Leach & Dawson (1999), estimait déjà le coût de contrôle de cette espèce à 2 à 3 millions de livres pour des interventions sur une période de 2 à 3 ans dans les 600 sites répertoriés à l'époque ("*the potential cost of the control of C. helmsii at £ 2-3 million, based of the treatment of 600 sites over a period of two to three years*").

Aucune évaluation des dépenses de gestion de cette espèce n'a été réalisée à ce jour en métropole. Elle resterait à faire en compilant les exemples disponibles mais la diversité des interventions risque de rendre complexe cette évaluation.

Les impacts de cette espèce vis-à-vis de la biodiversité sont liés à ses très grandes capacités d'occupation des biotopes : son développement peut réduire la pénétration de la lumière dans les eaux, freiner les écoulements dans les milieux très envahis, des modifications fonctionnelles locales qui peuvent affecter à la fois les communautés de faune et de flore.

- **Espèces végétales patrimoniales vulnérables**

En ce qui concerne la flore, selon Ewald (2014), aucune disparition d'espèce végétale ne peut être reliée directement à l'extension de la crassule, mais sa concurrence, notamment spatiale, s'accompagne fréquemment d'une réduction de la diversité biologique. *Crassula helmsii* colonise ainsi rapidement les substrats nus, concurrençant ainsi d'autres plantes amphibies à fort enjeu patrimonial (EPPO, 2007). Elle semble également capable de remplacer des espèces immergées, y compris des espèces invasives comme l'Elodée du Canada (*Elodea canadensis*), ainsi que le rapportent Leach & Dawson (1999) dans le cas d'un plan d'eau dans le Dorset en Grande Bretagne.



Figure 10 : *Damasonium alisma* - Etoile d'eau. ©M. Mady, CBNB

En ce qui concerne les espèces indigènes, plusieurs plantes rares et menacées pourraient être concurrencées. Par exemple, dans les marais de Machecoul (Pays de la Loire), l'Ache inondée (*Helosciadium inundatum*), quasi-menacée dans la région, la Renoncule à feuilles d'ophioglosse (*Ranunculus ophioglossifolius*) ou la Cardamine à petites fleurs (*Cardamine parviflora*), toutes deux protégées, pourraient probablement être impactées, au moins sur une partie de leur niche écologique. En Brière Mottière où l'espèce montre une dynamique d'expansion rapide depuis quelques années, c'est l'habitat du Cryspsis piquant (*Crypsis aculeata*), petite graminée considérée comme vulnérable dans la région, qui est potentiellement menacé, ainsi que celui de l'Etoile d'eau (*Damasonium alisma*) et du Fluteau nageant (*Luronium natans*), tous deux protégés et dont les populations sont déjà fragilisées par la présence des écrevisses exotiques.

- **Habitats vulnérables**

Dans la fiche de l'OEPP (2007), la liste des habitats dans lesquels cette espèce est susceptible de s'installer est très large : elle comporte les zones humides intérieures (marais, tourbières), les marais côtiers, les eaux continentales (cours d'eau et plans d'eau) et les berges de ces milieux. La grande majorité des milieux aquatiques, doux ou saumâtres, et des milieux humides présents en métropole semblent donc susceptibles d'accueillir la crassule, où elle pourrait impacter la végétation en place avec plus ou moins d'intensité. Les principaux facteurs favorisant semblent être les faibles courants, la faible salinité, les hauts niveaux trophiques et les végétations basses et clairsemées, ce qui permet de définir la palette de milieux les plus susceptibles d'accueillir de fortes densités de crassule.

Les habitats de pelouses annuelles amphibies semblent donc particulièrement vulnérables, en particulier les plus eutrophiles, en milieux stagnants ou faiblement courants (Classe des *Bidentetea tripartitae*), ainsi que les habitats aquatiques constitués par les herbiers d'eau douce à Potamots et Callitriches (Classe des *Potametea pectinati*), en particulier lorsqu'il y a des variations saisonnières de niveaux d'eau. Les pelouses amphibies oligotrophes sont également probablement concernées, ces dernières étant d'autant plus sensibles qu'elles comprennent des communautés végétales et des espèces rares et menacées (Classe des *Juncetea bufoni*, des *Littorelletea uniflorae* et des *Isoëtetea velatae*). Les microphorbiaies héliophiles, appartenant à la classe des *Montio fontanae* – *Cardaminetea amarae*, sont également probablement vulnérables et à surveiller particulièrement car



Figure 11 : Habitat de pelouse annuelle amphibie colonisée à 100% par la Crassule de Helms à Machecoul (44).
© E. Leheurteux, CEN Pays de la Loire

souvent situées en têtes de bassins versants (zones de sources). Les impacts sur les formations pionnières de roselières basses, notamment celles formées par l'Œnanthe aquatique (*Œnanthe aquatica*), le Butome en ombelle (*Butomus umbellatus*) ou la Sagittaire sagittée (*Sagittaria sagittifolia*), sont également possibles, tandis que les impacts sur les communautés prairiales les plus humides sont plus difficiles à mettre en évidence et à quantifier sans recherches spécifiques. Il a néanmoins été montré récemment dans un marais que le pâturage avait tendance à renforcer la dominance de la crassule vis-à-vis du

tapis végétal prairial (Dean *et al.*, 2015) : on peut en déduire que les communautés les plus hygrophiles pâturées de l'alliance des *Potentillon anserinae* pourraient potentiellement être colonisées et représenter des sources de dispersion. Les formations de magnocariçaies et de roselières hautes (Classe des *Phragmito australis* – *Magnocaricetea elatae*) et les Mégaphorbiaies (Classe des *Filipendulo ulmariae* – *Convolvuletea sepium*), si elles sont peu susceptibles de subir une forte concurrence de la part de la crassule, peuvent constituer des foyers de recolonisation à proximité de zones ayant fait l'objet de mesures de gestion et nécessitent donc une vigilance particulière. Il en est de même des forêts riveraines de bois tendre longuement inondées (association du *Salicetum albae*), dont la sous-strate est souvent occupée par la mégaphorbiaie.

En Pays de la Loire, plusieurs habitats d'intérêt communautaire peuvent probablement être impactés par la Crassule de Helms (liste indicative et non exhaustive d'habitats vulnérables) :

- 3110 - Eaux oligotrophes très peu minéralisées des plaines sablonneuses (*Littorelletalia uniflorae*)
- 3130 - Eaux stagnantes, oligotrophes à mésotrophes avec végétation des *Littorelletea uniflorae* et/ou des *Isoeto-Nanojuncetea*
- 3140 - Eaux oligo-mésotrophes calcaires avec végétation benthique à *Chara* spp.
- 3150 - Lacs eutrophes naturels avec végétation du *Magnopotamion* ou de l'*Hydrocharition*
- 3170* - Mares temporaires méditerranéennes

Secondairement :

- 1150 - Lagunes côtières (communautés du *Zannichellion pedicellatae* mais pas celles des *Ruppiaetea maritima*e, a priori trop salées)
- 1410-3 - Prairies subhalophiles thermo-atlantiques (en particulier pâturées)
- 3260 - Rivières des étages planitiaire à montagnard avec végétation du *Ranunculion fluitantis* et du *Callitricho-Batrachion*
- 3270 - Rivières avec berges vaseuses avec végétation du *Chenopodion rubri* p.p. et du *Bidention* p.p.
- 7150 - Dépressions sur substrats tourbeux du *Rhynchosporion* (peut-être trop oligotrophile pour la crassule ?)

6. Répartition

• En Europe

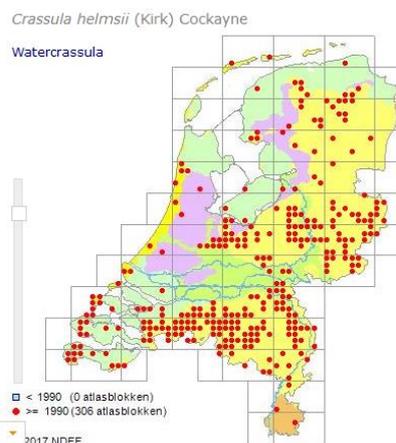


Figure 12 : Colonisation de la Crassule de Helms aux Pays-Bas.
Source : verspreidingsatlas

Selon le bilan de l'EPPO (2007) et une consultation du site "[Global invasive species database](#)" (GISD), la crassule est actuellement présente en Angleterre, en Irlande du Nord, Irlande, Allemagne, Danemark, Pays-Bas, Belgique, Espagne, Portugal et Italie. Ses premières observations en milieu naturel ont été faites en Angleterre en 1956. Depuis cette époque, elle s'y est rapidement dispersée et était déjà présente dans plus de mille sites au début des années 2000, selon Watson (2001) in EPPO (2007). Des dispersions rapides et importantes ont également été observées dans d'autres pays. C'est par exemple le cas de l'Allemagne où, après de premières observations au début des années 1980, l'espèce a été trouvée depuis de manière dispersée dans six länder différents de l'ouest et du nord du pays. C'est également le cas des Pays-Bas où 77 sites étaient recensés en 2010 – 2011 alors que la première observation en milieu naturel date de

1995. Pour illustrer la vitesse de colonisation par la crassule, la figure 12 ci-contre présente la carte de sa répartition, figurant dans un [atlas néerlandais des plantes vasculaires](#) datant de 2017. Les informations sur la dispersion de la crassule en Europe demanderaient donc à être très régulièrement actualisées.

• En France métropolitaine

Cette rapidité de dispersion est également très perceptible en métropole. En effet, si les premières observations de cette espèce datent de 1999, à Langon, en Ille et Vilaine (Diard, 2005), elle peut maintenant être observée dans divers sites d'une partie notable du territoire.

A notre connaissance et après consultation de différents sites permettant d'accéder à des données de répartition géographique, tels que ceux de la Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux

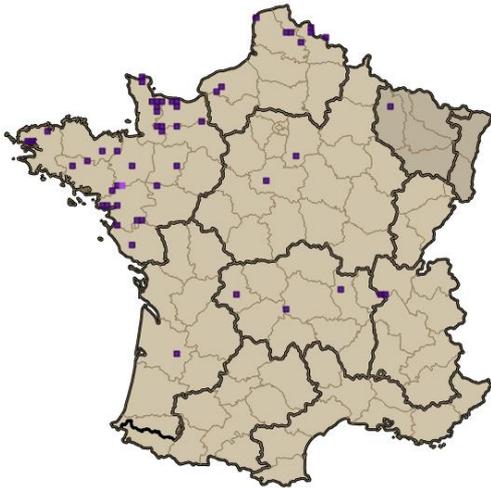


Figure 13 : Localisations recensées en France métropolitaine hors Corse sur le site [SIFlore](#) de la FCBN (Consultation 10 mai 2017)

(FCBN), des CBN ou de l'INPN, elle est actuellement présente dans les 26 départements suivants (classés par ordre alphabétique) : Ain, Calvados, Charente-Maritime, Côtes-d'Armor, Finistère, Gironde, Ille-et-Vilaine, Meuse, Loire, Loire-Atlantique, Loiret, Maine-et-Loire, Manche, Mayenne, Morbihan, Nord, Orne, Pas-de-Calais, Puy-de-Dôme, Rhône, Seine-Maritime, Seine-et-Marne, Deux-Sèvres, Somme, Vendée, Haute-Vienne.

A cette échelle géographique, les informations ne sont évidemment pas suffisantes pour évaluer la dynamique de dispersion de l'espèce ni ses capacités de colonisation des sites où elle s'installe. Une autre difficulté réside dans le fait que les cartes actuellement disponibles en ligne ne peuvent être toutes actualisées rapidement, ce qui entraîne l'observation de différences dans les localisations entre cartographies, les sites "régionaux" étant dans ce domaine plus facilement réactifs que les sites nationaux.

Une autre difficulté d'évaluation de la situation de la crassule en métropole pourrait également provenir du délai entre les premières observations confirmant son installation en milieu naturel, encore relativement récente, et la généralisation de sa recherche en métropole, c'est-à-dire au fur et à mesure que ses capacités potentielles de colonisation et de dommages environnementaux ont été mieux perçus.

A titre d'exemple, la crassule a été localisée dans 49 mailles de 10 X 10 km du territoire couvert par le CBN de Brest (base de données eCalluna). La figure 14 présente la répartition géographique de ces mailles (la flèche noire précise la localisation de la première observation). Les dates de dernières observations sont précisées dans la base de données et la figure 15 présente l'évolution de 1999 à 2016 du nombre annuel de mailles dans lesquelles l'espèce a été localisée.

Ces données illustrent très bien la dispersion géographique de l'espèce mais ne permettent pas de statuer sur la dynamique effective, faute de pouvoir intégrer dans l'analyse l'intensité des investigations de terrain : cette multiplicité de sites et cette augmentation du nombre d'observations sont-elles le résultat d'un accroissement des efforts d'investigations permettant de multiplier les découvertes ou de la dissémination de l'espèce sur le territoire ? Probablement un peu des deux...

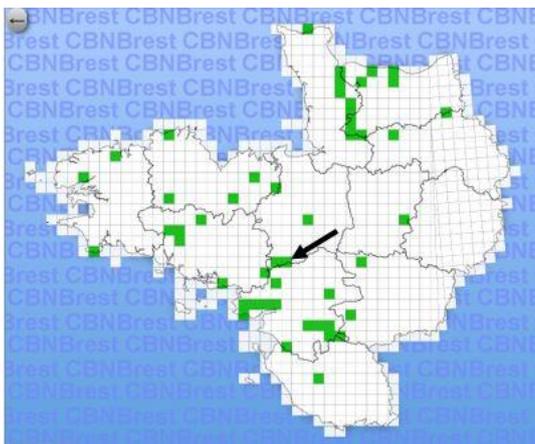


Figure 14 : Mailles 10 X 10 km où la Crassule de Helms a été observée sur le territoire du CBNB. Source : [ecalluna](#)

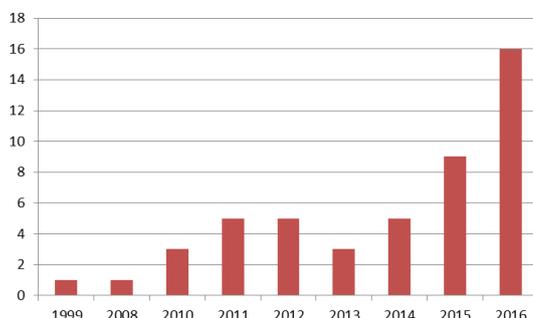


Figure 15 : Évolution du nombre annuel de mailles de 10 X 10 km avec présence de crassule. Source : [ecalluna](#)

Un autre exemple illustrant cette difficulté d'analyse à partir de données départementales concerne les observations localisées dans les départements de l'Ain et du Rhône : ces observations se trouvent dans deux départements différents mais sont éloignées au plus d'une dizaine de kilomètres, toutes deux dans le lit majeur du Rhône (observations amont à Niévroz (Ain) en 2010, aval à Décines-Charpieu en 2015), une continuité écologique évidente.

- **En Pays de la Loire (état des connaissances au 29/11/2017)**

Citée pour la première fois dans la région en 2010 à Guérande (44), la Crassule de Helms a ensuite été signalée aux abords de la Grande Brière et dans les Marais de Vilaine, mais également dans l'estuaire

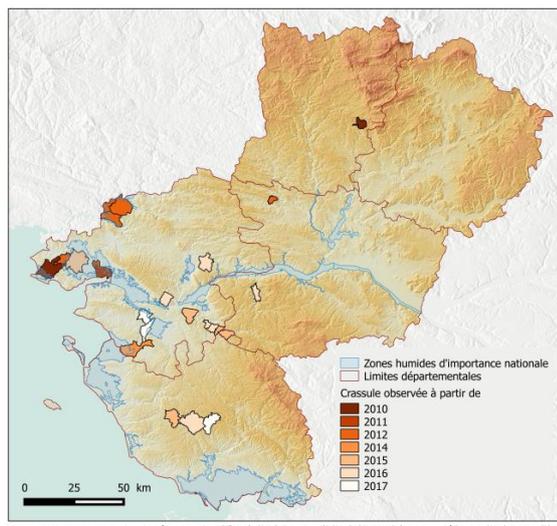


Figure 16 : Colonisation de la Crassule en Pays de la Loire depuis 2010. Source : CBN Brest

de la Loire à Donges. Un signalement isolé en Maine-et-Loire est ensuite rapporté à Noyant-la-Gravoyère (Etang de la Corbinière). La progression se poursuit, notamment en Grande Brière Mottière où les signalements sont de plus en plus nombreux, dans les marais de Machecoul où une vaste zone de marais est concernée, sur la Vallée de la Sèvre et de la Moine, en milieu péri-urbain à Venansault et la Roche-sur-Yon, dans le lit majeur de la Loire à Saint-Herblain (bassin artificiel de récupération d'eau pluviale) ainsi que dans un étang d'irrigation en zone d'arboriculture à Saint-Pierre Montlimart (49). Enfin, en 2017, la plante est observée sur le bassin du Tenu à proximité du lac de Grand-Lieu et à la Chaize-le-Vicomte en Vendée sur un petit affluent du Lay.

7. Réglementation

A ce jour, malgré les risques liés à l'expansion de cette espèce dans les milieux naturels en France, il n'existe aucune réglementation permettant d'en limiter ou d'en interdire la vente ou d'en limiter l'usage. La Crassule de Helms ne fait pas non plus partie à ce jour de la liste des plantes préoccupantes pour l'Union européenne (Règlement 1143/2014) parue le 13/07/2016. D'autres espèces seront régulièrement proposées pour prendre place dans cette liste après accord des états membres à la suite de la réalisation d'une analyse de risque phytosanitaire (ARP), telle que celles réalisées par l'OEPP. A notre connaissance, l'Analyse de risque phytosanitaire (ARP) actuelle réalisée sur la Crassule de Helms n'a pas été acceptée par certains états membres qui ont apparemment considéré que les moyens disponibles pour réguler cette espèce déjà largement répandue en Europe ne permettaient pas de la contrôler effectivement. Il est probable (et souhaitable) que les avancées permanentes de connaissances sur cette espèce (écologie et gestion) permettront de conforter de futures ARP pour qu'elle soit de nouveau proposée afin de figurer dans la liste européenne.

8. Des mesures de biosécurité à considérer

La petite taille de ses individus, la fragilité de ses tiges, ses importantes capacités de bouturage à partir de fragments des tiges, et les risques de production de graines viables, sont autant d'éléments qui doivent alerter toute personne amenée à se déplacer dans les zones où l'espèce est présente. De plus,

les connaissances récemment acquises sur ses [capacités de résistance](#) à la dessiccation (Andersen *et al.*, 2015), montrant la survie des fragments de cette seule espèce à la fin de deux semaines d'expérimentations, viennent compléter ces indications de prudence.

Que ce soit en matière de repérage ou d'interventions de natures diverses sur cette espèce, il semble donc nécessaire, dans toute la mesure du possible, de respecter les mesures de prudence suivantes :

- Eviter tout déplacement ou piétinement inutile dans les zones colonisées, qu'elles le soient densément ou non,
- Eviter autant que possible de marcher directement sur les plantes,
- Les prélèvements de la plante, que ce soit à des fins d'identification ou d'enlèvement à des fins de régulation, devront être faits en suivant les précautions suivantes : sac d'échantillon hermétiquement fermé, sacs ou conteneurs divers de transport des plantes seules ou en mélange avec des sols ou des sédiments, fermés et transportés dans des conditions évitant toute perte,
- Lors des interventions comportant un arrachage des plantes ou un décapage des sols colonisés, travailler de façon centripète et déplacer le travail en évitant de revenir sur une zone dégagée des plantes ou décapée, de manière à limiter la dispersion de fragments,
- Dans le cas de sites en eau, procéder à l'installation de filets ou d'autres systèmes de barrage permettant de récupérer les fragments de tiges dérivant puis au nettoyage de ces systèmes de contention (maille fine, quelques millimètres au plus)



Figure 17 : Turion de crassule pris dans une cannelure de semelle de botte. © F. Dortel, CBNB

- Procéder à un nettoyage le plus rigoureux possible des ustensiles, outils, engins, vêtements, etc., ayant été utilisés dans la zone où l'espèce est présente avant de la quitter. Une attention particulière devra être portée aux fragments de sols ou de sédiments pris dans les cannelures de semelles des bottes et dans les pneus des véhicules qui pourraient comporter des fragments de tiges, voire des graines. L'utilisation de sur-bottes jetables pourrait faciliter le nettoyage.

- Ce nettoyage peut être réalisé avec l'eau du site, sous réserve que les fragments de plantes ainsi rejetés ne puissent pas être transportés vers l'aval de la zone (fossés en eau et cours d'eau). Dans l'idéal, ce nettoyage devrait être réalisé avec de l'eau chaude : des expérimentations sur diverses espèces invasives (faune et flore) ont montré qu'un temps de trempage de 15 minutes dans une eau à 45 °C suffisait à tuer les organismes visés. Ce protocole est évidemment difficile à envisager dans les conditions actuelles des déplacements et interventions mais des réflexions quant aux modalités de sa mise en œuvre devraient se poursuivre sur ce sujet.
- En fin de présence sur le site, vérifier l'absence de fragments laissés par le passage et les retirer. La prévision de visites de contrôle régulières du site (au moins deux à trois fois par an) doit être organisée.

- Les éventuelles valorisations ultérieures des déchets devront également tenir compte de la résistance à la dessiccation et des risques de dispersion de cette espèce.

9. Quelques préconisations en matière d'observations de l'espèce

Pour tous les opérateurs participant aux suivis de terrain quel qu'ils soient, les précédentes mesures de prudence devraient être systématiquement appliquées.

La participation aux efforts de localisation d'une plante nécessite classiquement plusieurs prises de vues (au moins une photo générale du site, une photo de la zone colonisée et une photo de détail pouvant permettre l'identification de l'espèce) et la récolte d'un échantillon à conserver dans une poche plastique hermétiquement fermée, si possible avec très peu d'eau ou un essuie-tout humidifié. Un fragment de tige feuillée de quelques centimètres peut suffire à déterminer la Crassule de Helms, d'autant plus facilement si des fleurs sont présentes. En complément de la localisation précise sur plan, une recherche de l'espèce dans les biotopes similaires aux alentours du point d'observation serait nécessaire pour permettre une meilleure évaluation de la situation : un herbier déjà visible dans un site est souvent accompagné de colonisations satellites mineures, en particulier s'il est installé depuis plus d'une saison.

10. Possibilités de régulation

Les connaissances actuellement disponibles sur les caractéristiques biologiques et écologiques de cette plante permettent donc de dresser un bilan relativement complet de ces capacités de colonisation en tant qu'espèce invasive et d'en tirer des indications en termes de biosécurité. Par ailleurs, de nombreuses expérimentations techniques mises en œuvre en Europe pour la réguler dans divers types de sites ont fait l'objet de publications listant ces possibilités d'interventions.

Dans leur article au titre évocateur à propos de gestion de la crassule "*Is resistance futile? The Battle against Crassula helmsii*", Leach et Dawson (2000) présentaient déjà un panorama des techniques envisageables dans ce domaine. A l'instar des remarques qu'ils formulaient, la plupart des auteurs ayant travaillé depuis sur le sujet indiquent que mis à part des interventions dans des sites de petites dimensions à la suite d'une détection précoce de l'installation de l'espèce, il est extrêmement difficile, voire impossible d'éradiquer l'espèce et ceci quelle que soit la technique appliquée (voir par exemple Nault & Mikulyuk, 2011, Delbart, Monty & Mahy, 2011, CABI, 2016).



Figure 18 : Arrachage manuel. © N. Pipet - IIBSN

Arrachage manuel : cette technique est envisageable dans des sites présentant des pieds isolés identifiables ou des herbiers de superficies réduites ne dépassant pas quelques mètres carrés. Toutes les précautions de biosécurité déjà signalées devront être prises (déplacements dans la zone, prélèvement, transport des plantes arrachées, éventuel confinement de la zone, vérification en fin de chantier) de manière à éviter toute dispersion de l'espèce à cause de

l'intervention. Elles devront être particulièrement respectées dans les sites en connexion hydraulique

avec des zones encore indemnes, les fragments de tiges éventuellement abandonnés sur place étant susceptibles d'être ultérieurement transportés par les eaux en dehors du site traité.

Exemples :

- [Mare de La Chapelle-Bâton en Deux-Sèvres : éradication apparemment réussie car aucune observation de l'espèce depuis deux ans.](#)
- Etang de Noyant-la-Gravoyère en Maine-et-Loire : éradication apparente suite à une intervention extrêmement précoce (décapage d'une petite tache par une permanente du CBN de Brest (Mesnage, C., *comm.pers.*), mais revue 5 ans sur environ 1 m² en plusieurs taches décapées également : site à suivre en 2018.

Arrachage mécanique : A notre connaissance, de par ses très petites dimensions et sa fragilité (ce qui la distingue des autres plantes invasives amphibies), aucun arrachage mécanique pouvant concerner uniquement la plante n'est possible. Les possibilités d'intervention mécanique englobent nécessairement le sol ou le sédiment dans lesquels sont enracinées les plantes.

Décapage ou étrépage : l'extraction du sol ou du sédiment des zones colonisées sur une épaisseur de 10 à 20 cm peut permettre de retirer les plantes et la totalité de leur enracinement relativement



Figure 19 : Opérations de décapage (Cap Gris-Nez).
© Eden62

superficiel, en situation émergée. Il peut être réalisé manuellement lorsque les zones colonisées sont très réduites (quelques mètres carrés) à l'aide d'un outillage réduit (houe, pelle ronde « col de cygne », balayette) ou, dès lors que les superficies deviennent plus importantes, mécaniquement, par exemple avec des engins de travaux agricoles adaptés aux sites (portance des sols, milieux partiellement en eau, etc.). Dans tous les cas, les principales difficultés de l'intervention résident dans ses aspects

ultérieurs, c'est-à-dire le transport des produits extraits en dehors du site et les modalités de leur traitement final (site de dépôt temporaire ou définitif, filière de recyclage, etc.). Ces produits sont nécessairement un mélange de sol ou de sédiment et de plantes encore capables de développement, caractéristiques qui devront être prises en compte. Les tonnages peuvent être extrêmement importants et la part des plantes ne devra pas être y considérée a priori comme négligeable car les biomasses fraîches de crassule peuvent atteindre 10 kg/m².

Exemple : [Travaux de curage de mares du Cap Gris Nez.](#) Efficacité limitée dans le temps mais forte réduction de la colonisation. Arrachages manuels ultérieurs prévus.

Comblement : ce mode d'intervention ne peut être appliqué que dans des sites de dimensions réduites, de quelques dizaines à quelques centaines de mètres carrés, aux limites très marquées (dépressions très localisées par exemple). Il nécessite des apports de matériaux en volume suffisant

pour permettre la disparition totale des conditions de milieux très localisées ayant permis l'installation de la crassule (sol très humide ou milieu en eau).



Figure 20 : Travaux de comblement d'un bras mort de la Vire, Basse-Normandie. © CEN Basse-Normandie

Les préalables à un recours à cette technique sont doubles. Il s'agit tout d'abord d'évaluer les enjeux écologiques de la disparition du biotope (en particulier, singularité ou fréquence de ce biotope dans la zone, présence ou non d'espèces rares ou protégées pouvant nécessiter des mesures de sauvegarde), puis de s'assurer de la qualité des matériaux à utiliser pour le comblement, matériaux qui peuvent d'ailleurs provenir de l'environnement immédiat du site à combler (bien sûr après vérification de l'absence de crassule ou autre espèce invasive dans ces matériaux). Des aménagements spécifiques dans le site ou à ses alentours peuvent également être nécessaires

pour conforter l'intervention, telles que pose de géotextiles, terrassements secondaires, etc.

Les expériences locales montrent que les sols argileux ne sont pas très adaptés pour la mise en œuvre de cette technique, à moins de combiner bâchage et comblement. En effet, des fentes estivales de dessiccation peuvent faciliter un nouveau développement de crassule (phénomène observé en 2015 dans le Marais Breton à Machecoul en Loire-Atlantique, d'après Olivier Fandard du SAH Sud-Loire). Par ailleurs, en sol sableux, une épaisseur de dépôt supérieure à 50 cm pourrait s'avérer nécessaire pour limiter les risques de repousses (d'après des essais réalisés sur une mare sur sable à Donges en Loire-Atlantique par le Grand Port Maritime de Nantes Saint-Nazaire).

Exemples :

- [Mare isolée totalement envahie à Donges \(44\)](#),
- [Bassin de rétention des eaux pluviales en Loire Atlantique également colonisé par *Egeria densa*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Lemna minuta*, autres espèces invasives avérées.](#)
- [Fossé dans une zone de source \(Gétigné, 44\)](#)
- [Bras mort de la Vire \(Cavigny, 50\).](#)

Bâchage: technique assez régulièrement expérimentée pour contrôler de manière localisée diverses plantes invasives, le bâchage est d'une efficacité variable selon la durée d'installation des bâches, la nature des matériaux employés (résistances aux UV, au cisaillement, etc.) et le type de sites dans lequel il est appliqué. L'artificialisation importante des sites qu'il crée limite son application à des superficies réduites à quelques dizaines, voire quelques centaines de mètres carrés. La durée de bâchage doit dépasser 6 mois pour que la crassule soit suffisamment agressée par l'absence de lumière. Des bâches trop fragiles peuvent se percer facilement et des repousses de plante peuvent alors se produire.

La pose de bâches en sites en eau est possible soit en surface, soit en les immergeant en les lestant de sédiments. Toutefois, comme le notaient Leach & Dawson (2000), des risques importants de désoxygénation pouvant conduire à des mortalités de poissons et à des relargages rapides de nutriments facilitant la prolifération d'algues sont à prendre en compte.



Figure 21 : Pose de bâches en plastique dans le cadre d'[expérimentations menées aux Pays-Bas](#). © RINSE



Figure 22 : Fragments de crassule après application d'un colorant dans un plan d'eau aux Pays-Bas. © RINSE

Colorant : Priver les plantes de lumière par l'ajout de colorants particuliers a également été testé pour tenter de réguler les développements de crassule en situation immergée. Cette technique proposée depuis plusieurs décennies, particulièrement aux USA, concernerait plutôt les bassins ornementaux que les milieux naturels. Les expérimentations concernant lacrassule ont été jugées inefficaces (Ewald, 2014 ; Scheers *et al.*, 2014). Par exemple, dans ses expérimentations Ewald (2014) signale que la réduction de couverture de la crassule à la suite d'une application de colorant était de 14 %, ce qu'il considérait comme non significatif. Notons par ailleurs que les incidences d'un recours à cette technique sur les communautés non visées par le traitement ne sont pas connues.

Exemple : [une expérimentation aux Pays-Bas utilisant bâches et colorant](#).

Désherbage thermique : plusieurs méthodes de désherbage thermique ont été largement expérimentées (voir par exemple [ici](#)). Brulage à l'aide d'un appareil à flamme, projection d'eau chaude, de mousse (eau et additif végétal biodégradable) ou de vapeur sont des techniques utilisées en zones urbaines pour éliminer les développements végétaux jugés indésirables. A notre connaissance, des



Figure 23 : Désherbage thermique en Brière. © J-P. Damien

expérimentations utilisant des appareils à flamme (les plus faciles à mettre en œuvre pour des coûts relativement faibles) ont déjà été réalisées sur diverses plantes invasives dans les années passées, avec des résultats presque toujours décevants, voir insignifiants. Il en a été de même pour celles concernant la crassule (Dawson & Henville, 1991 *in* Robert *et al.*, 2013). Ewald (2014) indique que la réduction de recouvrement de la crassule dans ses expérimentations de traitement avec de la mousse chaude était de 12 %, ce qu'il considère comme non significatif.

Dans le panorama des méthodes thermiques, Leach et Dawson (2000) citaient également les possibilités de traitement par le froid, par application d'azote liquide. Selon eux ce type de traitement pouvait être efficace sur de petites surfaces et semblait ne pas atteindre les banques de graines des espèces indigènes. Il présentait toutefois une limitation importante liée au fait que seules les parties des plantes directement touchées par l'azote liquide étaient tuées. Aucune autre référence à cette possibilité technique ne semble disponible.

Exemple : le même constat d'une très faible efficacité vient d'être fait à la suite d'une [expérimentation menée en Brière en 2016](#)

Herbicides : le recours aux herbicides en milieux aquatiques est interdit en France depuis 2009. Ce n'est pas le cas dans une partie des autres états européens, en particulier en Grande-Bretagne, où certain de ces produits sont toujours autorisés et ont donc pu être utilisés dans des expérimentations et des interventions régulières pour réguler la crassule.

Par exemple, Leach & Dawson (2000), présentaient les résultats d'expérimentations en conditions contrôlées, réalisées par Dawson & Henville (1991). Plusieurs herbicides autorisés avaient été testés à la fois sur des crassules émergées et des immergées. Environ un mois après l'application, dans le premier cas, les plantes montraient un développement ("*good growth*") pour trois des herbicides testés et quelques tiges brunes avec le quatrième. Dans le même délai, les plantes immergées montraient un développement ou un bon état ("*healthy looking*") dans deux cas, et une forte mortalité (90 – 95 %) des plantes traitées dans le troisième, avec toutefois quelques repousses ("*some regrowth from tips*"). Des essais menés en Angleterre dans la région de New Forest près de Southampton ont montré, après une efficacité de court terme (réduction de 84 % de la couverture), un retour en moins d'un an à la couverture initiale (Ewald, 2014). Cette efficacité limitée dans le temps des herbicides est une des limites de cette technique, déjà bien connue pour d'autres plantes invasives comme les jussies (voir par exemple p.174 du document accessible [ici](#)).

Sel : du fait de la relative sensibilité de la crassule au sel, son usage comme moyen de gestion pourrait être envisagé dans certains sites, proches de la mer, ou plus ou moins artificialisés et présentant de faibles enjeux environnementaux. En complément des tests en conditions contrôlées réalisés par Dean et ses collègues (2013), des essais en vraie grandeur d'envoi d'eau de mer dans des marais côtiers Grande-Bretagne, dans l'Essex et le Hampshire, ont permis l'éradication de la crassule dans les zones ainsi traitées.

Dans l'Essex (Charlton *et al*, 2010), un premier test de terrain ("*field-scale trial*") sur une superficie de 8 ha a permis de valider la technique et a été suivi l'année suivante d'un test sur une zone de 120 ha ("*large-scale trial*"), soit le tiers de la zone humide concernée. Pendant 12 mois, cette zone-test a été inondée d'eau de mer maintenue à un niveau d'au moins 5 cm au-dessus des plus hauts niveaux hivernaux habituels. Elle a été ensuite vidée de l'eau de mer, remplacée par de l'eau douce. Aucune crassule n'a été observée dans cette zone-test lors des visites de terrain réalisées l'été suivant la remise en eau douce. Trois espèces indigènes de milieux saumâtres (*Chenopodium chenopodioides*, *Hordeum marinum* et *Puccinellia rupestris*) y ont en revanche été repérées. Deux ans après le traitement, la concentration en sel est tombée à 2 g/L mais la végétation d'origine n'est pas revenue, probablement du fait de la salinisation du substrat créée par l'inondation d'eau de mer durant une année (Charlton *et al*, 2010 ; EPPO, 2014). Les modifications écologiques de moyen terme pouvant être provoquées par ce type d'intervention doivent évidemment faire partie de l'analyse préalable à une éventuelle mise en œuvre. Par ailleurs, sauf cas particuliers, comme le sel est considéré comme un biocide, le recours

à son utilisation devrait nécessairement faire l'objet d'une procédure réglementaire spécifique comme cela a été récemment mis en place en Brière dans le contexte de gestion des jussies. Toutefois, une intervention recourant à des apports d'eaux salées dans un site colonisé par la crassule vient d'être réalisée en métropole. En effet, en juillet 2016, l'espèce a été repérée dans le canal de Romsay à La Rochelle (Charente-Maritime). Elle y occupait en bordure des eaux un linéaire d'environ 1 000 mètres sur une largeur variant de 0,2 à 2 m de largeur. Comme ce canal débouche dans le port de La Rochelle, donc en relation avec l'océan, il peut être alimenté en eau saumâtre ou marine. A notre connaissance, des entrées d'eau salée dans le canal ont pu être réalisées fin 2016. Nous n'avons pas, pour le moment, de données sur la salinité atteinte dans le canal, ni sur les impacts de ces entrées d'eau sur la crassule, mais les futurs résultats pourront compléter les connaissances disponibles sur ce sujet.

Pâturage: parmi les possibilités de régulation de la crassule en prairies humides, les observations de Dean (2015) sur les impacts du pâturage sur la plante ont montré que dans un cas la présence des animaux augmentait la couverture par la crassule, probablement par multiplication des boutures provoquée par le piétinement des animaux, tandis que dans un autre essai, cette couverture végétale n'avait pas varié significativement entre la parcelle pâturée et celle qui ne l'était pas. Il ne semble donc pas que cette technique puisse être envisagée pour contrôler cette plante.

Contrôle biologique : depuis plusieurs années, des recherches ont débuté pour identifier des agents de contrôle biologique d'un nombre important d'espèces invasives en Europe. Elles restent encore très peu développées pour ce qui concerne la crassule mais des chercheurs et des organismes tels que le "*Centre for Agricultural Bioscience International*" (CABI, <http://www.cabi.org/>) ont déjà lancé des programmes sur ce sujet. En 2013, le CABI avait mis en place des tests concernant *Hydrellia perplexa*, un insecte mineur de feuilles de la famille des *Ephydriidae* et engagé des travaux sur deux espèces de champignons du genre *Colletrichum* pouvant infecter feuilles et tiges de la crassule. En 2016, [une espèce mineuse d'acarien](#) de la famille des Eriophyides (*Aculus* sp.) est présentée en tant qu'espèce prioritaire comme agent de biocontrôle de *Crassula helmsii* : les premiers résultats obtenus sur cette espèce indiquent qu'elle infecterait seulement la crassule. Une Analyse de Risque Phytosanitaire (ARP) la concernant est en cours de rédaction et devrait être soumise cette année pour approbation aux autorités britanniques compétentes. Si cette ARP a été acceptée, des essais de terrain auraient pu être mis en place dès 2017 : nous n'avons pas de confirmation sur ces deux points.

De telles investigations prennent généralement plusieurs années de tests de terrain confirmant la spécificité de l'activité de l'agent de contrôle biologique sur son espèce cible avant qu'il ne soit effectivement lâché à grande échelle dans les milieux naturels après obtention d'autorisations nationales.

L'introduction de Carpes herbivores est une autre possibilité de régulation biologique : Ainsi, la Crassule de Helms peut être consommée par l'amour blanc (*Ctenopharyngodon idella*). Néanmoins, il ne fait pas partie des végétaux préférés par cette carpe asiatique (Dawson & Warman, 1987), qui sont principalement des végétaux à tissus lisses et mous (Characées, *Potamogeton* spp., *Egeria*, *Lemna*...). Ils seraient probablement préférés à *Crassula helmsii* dont les tissus sont plus rigides, dans le cas de milieux où la crassule n'est pas très dominante. De plus, il existe des risques de pollution organique et d'anoxie en cas d'introduction sur des sites fortement colonisés par la crassule. En effet, la digestion incomplète des matières végétales par la Carpe herbivore provoque un rejet dans les eaux de matières organiques en quantités notables : la dégradation ultérieure de ces déchets peut créer des difficultés d'oxygénation des eaux dans les milieux stagnants de petites dimensions. Ainsi, la remise en suspension des sédiments lors de son alimentation et la décomposition des fèces induisent une

augmentation des concentrations en nitrite, nitrate et phosphate puis une diminution de l'oxygène dissous, souvent suivis de blooms algaux. Ces changements peuvent s'avérer persistants sur le long terme, voire irréversibles (Jeandrain, 2001). Enfin, si on a longtemps considéré les risques liés à l'introduction des carpes herbivores comme mineurs en France, leur comportement envahissant et leur reproduction aux abords des grands lacs américains pose question. Cette possibilité de régulation ne semble donc pas pouvoir être appliquée en dehors de dispositifs expérimentaux en conditions contrôlées.

REMARQUES FINALES

Les connaissances actuellement disponibles sur la biologie et l'écologie de l'espèce permettent d'évaluer relativement bien ses capacités de dispersion et la gamme de biotopes qu'elle est susceptible de coloniser. Les impacts des développements d'herbiers monospécifiques denses sur les communautés indigènes (flore et faune) des biotopes colonisés resteraient à préciser mais les informations sur ce sujet dont nous disposons déjà dans ce domaine nous semblent confirmer la nécessité d'apporter une extrême attention à cette espèce sur l'ensemble du territoire métropolitain. Elle avait été encore récemment signalée comme une espèce à surveiller mais à la lumière des compléments d'information rassemblés dans la présente fiche, il nous semble que cette surveillance, accompagnée des interventions rapides indispensables, devrait encore s'accroître de manière importante pour tenter de ralentir sa progression.

En effet, si des possibilités de régulation, voire d'éradication locale, paraissent applicables de manière efficace dans des sites de dimensions réduites, si possible dépourvus de connexions hydrographiques avec d'autres milieux en eau, ou à la rigueur dans des cas de détections très précoces, cela ne semble plus du tout être le cas dans des milieux ouverts, connectés à d'autres (réseaux de fossés, lits principaux ou bras morts de cours d'eau, plans d'eau installés sur des cours d'eau, grandes zones humides, etc.).

Cela n'a évidemment rien de rassurant et il nous reste à identifier les stratégies et pratiques envisageables en matière de gestion de cette espèce dans le cas de colonisations déjà avancées de sites de dimensions importantes, connectés à d'autres réseaux hydrographiques, tels que certains bras-morts de la Meuse en aval de Verdun, des zones du Marais Breton et de Grande Brière Mottière récemment signalées : quelles possibilités de confinement d'une espèce aussi facilement dispersée par les eaux, les animaux et les humains ?

Une analyse plus détaillée sur les sites recensés (types de biotopes, caractéristiques dimensionnelles, connexions avec d'autres biotopes favorables, modalités d'investigations et de découverte, etc.) resterait à réaliser pour mieux évaluer la dynamique actuelle de l'espèce à l'échelle de la métropole et les efforts déjà investis dans sa recherche doivent évidemment être poursuivis.

Il nous semble également nécessaire que des informations sur cette espèce présentant les enjeux de sa dispersion et comportant des éléments d'identification les plus complets possibles fassent l'objet d'une large diffusion afin que tous les opérateurs de terrain aient les informations suffisantes pour mieux la repérer dès son installation. A partir du moment où une espèce est connue d'un observateur, son repérage gagne fortement en efficacité : dans le cas de la crassule, ses petites dimensions la rendent très difficilement perceptible sur le terrain, particulièrement dans les débuts de colonisation, pour un observateur insuffisamment informé : il semble indispensable d'inverser cette situation.

Enfin, en matière de directives générales, il nous semble également indispensable de rappeler que :

- dès lors que l'espèce est identifiée, les précautions de biosécurité listées dans la fiche doivent être appliquées,
- sur les sites dans lesquels des interventions ont eu lieu, des campagnes régulières de surveillance doivent être réalisées pour pouvoir intervenir rapidement en cas de repousses,
- lors d'une observation nouvelle et localisée, l'observateur prenne le temps d'examiner les biotopes similaires proches afin de vérifier la répartition locale de l'espèce.

Fabien Dortel (CBN Brest), Alain Dutartre (hydrobiologiste indépendant, GT IBMA)

Version du 18 janvier 2018

Bibliographie

- Britton J.-R., Ruiz-Navarro A., Coord., 2014. RINSE Activity 3 Final Report – Bournemouth University, 128p.
- CABI - Invasive species compendium, 2009. *Crassula helmsii* Datasheet - Original text by: Michelle Nault, Wisconsin Department of Natural Resources, 2801 Progress Rd, Madison, WI 53716-3339, USA – Mise à jour en Décembre 2016 - Consulté le 19/01/2017.
- Charlton P.E., Gurney M., Lyons G., 2010. Large-scale eradication of New Zealand pygmy weed *Crassula helmsii* from grazing marsh by inundation with seawater, Old Hall Marshes RSPB reserve, Essex, England. *Conservation Evidence*, 7, 130-133.
- Dawson F. H., 1994. Spread of *Crassula helmsii* in Britain. 1 - 13. In "Ecology and Management of Invasive Riverside Plants" (Ed. de Waal L. C., Child L. E., Wade P. M., Brock J. H.). John Wiley and Sons Ltd, Chichester (GB).
- Dawson F. H., Warman E. A., 1987. *Crassula helmsii* (T. Kirk) Cockayne: Is it an Aggressive Alien Aquatic Plant in Britain ? *Biological Conservation*, 42, 247–272.
- Dean C., 2015. *The Ecology, Impacts, and Control of Crassula helmsii*. Thesis: Philosophy. Bournemouth: Bournemouth University, 182 p.
- Dean C., Day J., Gozlan R. E., Diaz, A., 2015. Grazing Vertebrates Promote Invasive Swamp Stonecrop (*Crassula helmsii*) Abundance. *Invasive Plant Science and Management*, 8(2) 131 – 138.
- Dean C., Day J., Gozlan R.E., Green I., Yates B. & Diaz A., 2013. Estimating the minimum salinity level for the control of New Zealand Pygmyweed *Crassula helmsii* in brackish water habitats. *Conservation Evidence*, 10, 89-92.
- Delbart E., Mahy G., Monty A., 2013. Efficacité des méthodes de lutte contre le développement de cinq espèces de plantes invasives amphibies : *Crassula helmsii*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Ludwigia grandiflora*, *Ludwigia peploides* et *Myriophyllum aquaticum* (synthèse bibliographique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 17 (1), 87 – 102.
- Denys L., Packet J., 2004. *Crassula helmsii* ookinbrak water. *Dumortiera* 82: 27–28.
- Denys L., Packet J., Jambon W., Scheers K., 2014. Dispersal of the non-native invasive species *Crassula helmsii* (Crassulaceae) may involve seeds and endozoochorous transport by birds. *New Journal of Botany* 4: 104 – 106.
- Diard L., 2005. Atlas de la flore d'Ille-et-Vilaine : flore vasculaire. (Atlas floristique de Bretagne) Nantes : Editions Siloë, 670 p.
- D'Hondt B., Denys L., Jambon W., De Wilder R., Adriaens T., Packet Jo, Van Valkenburg J., 2016. Reproduction of *Crassula helmsii* by seed in western Europe – *Aquatic Invasions*, Volume 11, Issue 2 : 125-130.
- EPPO, 2007. Data sheets on quarantine pests. *Crassula helmsii*. *Bulletin OEPP/EPPO*, 37: 225 – 229.
- EPPO, 2014. PM 9/19 (1) Invasive alien aquatic plants. *Bulletin OEPP/EPPO*, 44: 457-471.
- Ewald N.C., 2014. *Crassula helmsii* in the New Forest. Final report on the status, spread and impact of this non-native invasive plant, and the efficacy of control techniques following a 3-year trial. Oxford : Freshwater Habitats Trust, 2 vol. (39 p., 27 p.).
- Fried G., 2012. Guide des plantes invasives. p. 272. In : "L'indispensable guide des... Fous de Nature !" (Collection dirigée par G. Eyssartier). Editions Belin.

- Hardegen M., Laroche C., 2015. Gestion de *Crassula helmsii*, plante exotique envahissante. Méthodes d'éradication et de contrôle : synthèse bibliographique. Brest métropole. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 14 p.
- Hussner A., 2007. Zur Biologie von *Crassula helmsii* (Crassulaceae) in Nordrhein-Westfalen. Acta Biologica Benrodis 14: 77-88.
- Jeandrain, D., 2001. Synthèse bibliographique : La Carpe chinoise herbivore (*Ctenopharyngodon idella*) : biologie, aquaculture et contrôle de la végétation aquatique) – Université de Liège, 37 p.
- Langdon S. J., Marrs R. H., Hosie C. A., McAllister H. A., Norris K. M., Potter J. A., 2004. *Crassula helmsii* in UK ponds: Effects on plant biodiversity and implications for newt conservation. Weed Technology, 18: 1349-1352.
- Leach J., Dawson F. H., 1999. *Crassula helmsii* in the British Isles – an unwelcome invader. British Wildlife 10: 234 – 239.
- Leach J., Dawson F. H., 2000. Is resistance futile? The battle against *Crassula helmsii*. Journal of Practical Ecology and Conservation, 4: 7-17.
- Nault M. E., Mikulyuk A., 2011. Australian Swamp Stonecrop (*Crassula helmsii*): A Technical Review of Distribution, Ecology, Impacts, and Management. Wisconsin Department of Natural Resources Bureau of Sciences Services, PUB-SS-1078. Madison, Wisconsin, USA. 14 p.
- Robert H., Lafontaine R.-M., Beudels-Jamar R.C., Delsinne T., 2013. Risk analysis of the Australian swamp stonecrop *Crassula helmsii* (Kirk) Cockayne. Risk analysis report of non-native organisms in Belgium from the Royal Belgian Institute of Natural Sciences for the Federal Public Service Health, Food chain safety and Environment. 37p.
- Scheers K., De Hoop E., Adriaens T., 2014. Attempts to control aquatic *Crassula helmsii* at Huister Heide (Tilburg, The Netherlands), with special reference to dye treatment. In : Boets P. et al.. (Eds) Science for the new regulation. Abstract book BENELUX conference on invasive species, Ghent. p.51
- Watson W. 1999. Amphibians & *Crassula helmsii*. Froglog, 31, p.2