



Universidad de Jaén

Facultad de Ciencias Experimentales

Trabajo de Fin de Grado

Impactos ecológicos globales de algas invasoras de ecosistemas acuáticos

Alumno: Pedro Sánchez Molero

Julio 2020

Universidad de Jaén
Facultad de Ciencias Experimentales
Grado en Biología
Trabajo de Fin de Grado:
Impactos ecológico Globales de algas invasoras en ecosistemas acuáticos

Autor: Pedro Sánchez Molero.

Firmo:

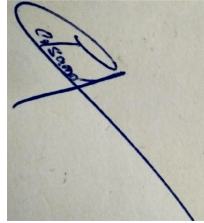
A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Pedro Sánchez Molero', is written over a light-colored, slightly textured background.

Tabla de contenido

1. Resumen:	5
Absatract:	6
2. Introducción:	7
2.1. Definición y ejemplos de algas invasoras:.....	7
3. Metodología:	14
3.1. Hipótesis y objetivos.....	14
4. Resultados:.....	15
4.1. Factores que determinan la propagación e invasividad	15
4.2. Impacto en los ecosistemas:	16
4.2.1. Mar Mediterráneo	16
4.2.2. Nivel global	19
4.3. Posibles soluciones.....	22
4.4. Comprensión de las cadenas tróficas:	24
5. Conclusiones:	29
6. Referencias	30

1. Resumen:

Durante el último siglo hemos sabido que el impacto humano en el planeta Tierra ha sido sumamente importante, ello quiere decir que hemos de investigar nuestro papel en los cambios globales que están aconteciendo y con ello intentar remediar o reducir en mayor o menor rango estos cambios.

En este caso queremos ver cómo afecta o el impacto ecológico que conllevan las algas invasoras en los medios acuáticos a nivel general, sin embargo, al ser tan amplio en significado siempre terminaremos adaptándolo desde un punto de vista objetivo a aquellos términos que conocemos, por proximidad o por cantidad de estudios mayormente, ya que en este estudio bibliográfico haremos una compilación de muchos trabajos y estudios que llevan haciéndose durante años, comparándolos y sacando conclusiones de ellos.

Debido por tanto a la correlación que siempre existe entre la contaminación, el cambio climático y el desajuste que esto provoca en los sistemas o nichos de muchas especies tanto acuáticas como terrestres, centrándonos en los sistemas acuáticos, la mayor parte de estos estudios se basa en gran medida en estos factores medio ambientales, que a su vez terminan teniendo un impacto económico , sanitario y un empobrecimiento general en todos los campos inimaginables que tenemos a nuestra disposición (ocio , turismo...), así pues, la búsqueda de estos remedios es algo que siempre debe preocupar en los estados que deseen un progreso a largo plazo y un desarrollo a la par.

Por tanto buscaremos estudios que nos muestren un poco de luz entre las posibles soluciones, las interacciones de las algas invasoras con los hábitats que ocupan y el impacto que estas tienen

Palabras clave: algas exóticas, cambios globales, especies invasoras , ecosistemas acuáticos, plantas marinas no nativas, gestión ambiental

Abstract:

During the last century we have known that the human impact on planet Earth has been extremely important, which means that we must investigate our role in the global changes that are taking place and thereby try to remedy or reduce these changes to a greater or lesser extent.

In this case we want to see how it affects or the ecological impact of invasive algae in aquatic environments in general, however, being so broad in meaning we will always end up adapting it from an objective point of view to those terms that we know, by proximity or by a large number of studies, since in this bibliographic study we will compile many works and studies that have been carried out for years, comparing them and drawing conclusions from them.

Due to the correlation that always exists between pollution, climate change and the mismatch that this causes in the systems or niches of many species, both aquatic and terrestrial, focusing on aquatic systems, most of these studies are based on largely in these environmental factors, which in turn end up having an economic, health and general impoverishment impact in all the unimaginable fields that we have at our disposal (leisure, tourism ...), therefore, the search for these remedies it is something that should always be a concern in states that want long-term progress and development at the same time.

Therefore we will look for studies that show us a little light between the possible solutions, the interactions of the invasive algae with the habitats they occupy and the impact they have.

Key words: exotic algae, global changes, invasive species, aquatic ecosystems, non-native marine plants, environmental management

2. Introducción:

2.1. Definición y ejemplos de algas invasoras:

Definimos como alga invasora todo aquel organismo fotosintético acuático no embriófita cuya capacidad de ocupar un nicho foráneo al suyo, y alterar dicho hábitats suele ser normalmente dañina, aunque sin duda altera la riqueza y biodiversidad.

Como ejemplo de las algas invasoras más notorias en España podemos encontrar: *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston, *Asparagopsis armata* (Harvey, 1855) *Asparagopsis taxiformis* ((Delile) Trevisan de Saint-Léon, 1845) *Caulerpa racemosa* ((Forssk.) J.Agardh, 1873) *Caulerpa taxifolia* ((M.Vahl) C.Agardh, 1817) *Codium fragile* ((Suringar) Hariot, 1889)

Además de otras muchas plantas marinas exóticas como las algas *Asparagopsis armata* y *Lophocladia lallemandi* (Ribera Siguan, 2002), que han sido repetidamente introducidas.

En las dos últimas especies anteriores, ilustran la importancia de los propágulos para su expansión, pues su presión por propágulos es determinante comparando con otros factores relativos a condiciones bióticas y físico-químicas (Occhipinti-Ambrogi A. 2007)

Tabla 1 . Ribera Siguan (2002)

Lista de plantas introducidas en el Mar Mediterráneo.

G: Grupo taxonómico (C)Clorofita, (D) Dinofita, (P) Feofíceas, (R) Rodofita, (S) Espermatofita. Dato: del primer récord (si la planta es una nativa del Mediterráneo los datos corresponden al primer récord de poblaciones no nativas). Origen: (A) Océano Atlántico, (I) Océano Índico, (P) Océano Pacífico, (IP) Indopacífico, (PAN) Pantropical, (RS) Mar Rojo, (J) Japón, (???) desconocido. Distribución de especies en el Mediterráneo (si la planta es nativa del Mediterráneo, la distribución corresponde solo a las no nativas): (WMED) presencia en el oeste del Mediterráneo incluyendo el este Siciliano y la costa del golfo de Terento, (A) presencia en el Mar Adriático, (EMED) presencia en el este del Mediterráneo. Ruta: (AQ) Acuario, (BA) Lastre, (CUL) Cultura de algas, (FIS) Pesca, (FO) Abordaje, (OYS) Granja de Mariscos, (SUEZ) Canal de Suez, (???) Desconocido. Referencias: referencia del primer récord.

SPECIES	G	DATE	ORIGIN	W MED	A MED	E MED	PATHWAY	REFERENCES
<i>Acanthophora nayadiformis</i> (Delile) Papenfuss (1)	R	1813	RS	X		X	???	Delile (1813)
<i>Acrothamnion preissii</i> (Sond.) E.M. Woll.	R	1969	IP	X			FO	Cinelli & Sartoni (1969)
<i>Acrothrix gracilis</i> Kylin	P	1998	P/A	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Agardhiella subulata</i> (C. Agardh) Kraft & M.J. Wynne (2)	R	1987	A	X			OYS	Cecere (1989)
<i>Aglaothamnion feldmanniae</i> Halos	R	1976	A	X			FO	Sartoni & Sarti (1976)
<i>Ahnfeltiopsis flabelliformis</i> (Harv.) Ma-	P	1994-	P	X			OYS	Verlaque (2001)

SPECIES	G	DATE	ORIGIN	W MED	A	E MED	PATHWAY	REFERENCES
<i>Antithamnionella spirographidis</i> (Schiffn.) E.M. Woll.	R	1914	IP	X	X	X	FO	Schiffner (1916)
<i>Antithamnionella sublittoralis</i> (Setchell & Gardner) Athanas.	R	1988	P	X			FO	Cormaci & Furnari (1988)
<i>Antithamnionella ternifolia</i> (Hook. & Harv.) Lyle	R	1926	P	X			FO	Hooker & Harvey (1845)
<i>Apoglossum gregarium</i> (Dawson) M.J. Wynne (3)	R	1993	???	X			???	Sartoni & Boddi (1993)
<i>Asparagopsis armata</i> Harv.	R	1923	A	X	X	X	FO, OYS	Sauvageau (1925)
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan (4)	R	1813	???	X		X	???	Delile (1813)
<i>Audouinella sargassicola</i> (Boergesen) Garbary	R	1950	IP			X	SUEZ	Aleem (1950)
<i>Audouinella spathoglossi</i> (Boergesen) Garbary	R	1950	IP			X	SUEZ	Aleem (1950)
<i>Audouinella subseriata</i> (Boergesen) Garbary	R	1950	IP			X	SUEZ	Aleem (1950)
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> Har.	R	1910	A	X			FO	Petersen (1918)
<i>Botryocladia madagascariensis</i> G. Feldmann (5)	R	1991	I	X			???	Cormaci et al. (1992)
<i>Caulerpa mexicana</i> Sond. ex Kütz.	C	1941	RS			X	SUEZ	Rayss (1941)
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forssk.) J. Agardh (6)	C	1926	RS	X		X	SUEZ, ???	Hamel (1926)
<i>Caulerpa scalpelliformis</i> (R. Brown ex Turner) C. Agardh	C	1930	RS			X	SUEZ	Hamel (1930)
<i>Caulerpa taxifolia</i> (Vahl) C. Agardh	C	1984	PAN	X	X		AQ	Meinesz & Hesse (1991)
<i>Ceramium strobiliforme</i> G.W. Lawson & D.M. John (7)	R	1991	A	X			???	Cormaci et al. (1992)
<i>Chondria coerulescens</i> (J. Agardh) Falkenb. (8)	R	1995-97	A	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Chondria curvilineata</i> Collins & Hervey (9)	R	1981	A	X			???	Verlaque (1987)
<i>Chondria pygmaea</i> Garbary & Vandermeulen (10)	R	1991	RS	X			SUEZ	Cormaci et al. (1992)
<i>Chondrus giganteus</i> Yendo f. <i>flabellatus</i> Mikami	R	1994-98	J	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Chorda filum</i> (L.) Stackh.	R	1981	P/A	X			OYS	Riouall (1985)
<i>Chrysomenia wrightii</i> (Harv.) Yamada	R	1978	J	X			OYS	Ben Maiz et al. (1987)
<i>Cladophora patentiramea</i> (Mont.) Kütz.	C	1992	IP			X	FO, SUEZ	Verlaque (1994)
<i>Cladophoropsis zollingeri</i> (Kütz.) Reinbold	C	1948	RS			X	SUEZ	Aleem (1948)
<i>Cladosiphon zosterae</i> (J. Agardh) Kylin (8)	P	1988	A	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Codium fragile</i> ssp. <i>tomentosoides</i> (Goor) P.C. Silva	C	1950	A	X	X	X	OYS	Feldmann & Magne (1954)
<i>Colpomenia peregrina</i> (Sauv.) Hamel	P	1956	P/A	X			???	Mendez Domingo (1957)
<i>Dasya sessilis</i> Yamada (11)	R	1984	J	X			OYS	Ben Maiz (1986)
<i>Derbesia boergesenii</i> (Iyengar & Ramnathan) Mayhoub	C	1954	I			X	SUEZ	Iyengar & Ramnathan (1954)
<i>Derbesia rhizophora</i> Yamada	C	1984	J	X			OYS	Ben Maiz (1986)
<i>Desmarestia viridis</i> O.F. Müll. (12)	P	1978	P/A	X			OYS, ???	Verlaque (1981)
<i>Ectocarpus siliculosus</i> var. <i>hiemalis</i> (P. Crouan & H. Crouan) Gallardo (13)	P	1999	A		X		???	Bellefleur et al. (1999)
<i>Fucus spiralis</i> L.	P	1987	A	X			FIS	Sancholle (1988)
<i>Galaxaura rugosa</i> (Ellis & Solander) Lamouroux	R	1990	RS			X	SUEZ	Mayhoub (1990)
<i>Goniotrichopsis sublittoralis</i> Sm. (14)	R	1992	P	X			???	Magne F (1992)
<i>Gracilaria arcuata</i> Zanardini	R	1931	RS			X	SUEZ	Aleem (1948)
<i>Gracilaria disticha</i> (J. Agardh) J. Agardh	R	1926	RS			X	SUEZ	Lipkin (1972)
<i>Grateloupia doryphora</i> (Mont.) Howe/G. turuturu Yamada (15)	R	1982	P/A	X	X		OYS	Riouall et al. (1985)

SPECIES	G	DATE	ORIGIN	W MED	A	E MED	PATHWAY	REFERENCES
<i>Grateloupia filicina</i> var. <i>luxurians</i> A. Gepp & E. Gepp	R	1997-98	P	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Grateloupia lanceolata</i> (Okamura) Kawaguchi	R	1970	J	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Griffithsia corallinoides</i> (L.) Trevisan	R	1984	P/A	X		X	OYS	Ben Maiz (1986)
<i>Gymnodinium catenatum</i> Graham (16)	D	1989	???	X			BA	Bravo et al. (1990)
<i>Halophila stipulacea</i> (Forssk.) Ascherson	S	1894	RS	X		X	SUEZ	Fritsch (1895)
<i>Halothrix lumbricalis</i> (Kütz.) Reinke (17)	P	1985	???	X			OYS	Ben Maiz (1986)
<i>Herposiphonia parca</i> Setchell	R	1997	IP	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Heterosiphonia japonica</i> Yendo (18)	R	1998	J	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Hypnea cornuta</i> (Kütz.) J. Agardh (19)	R	1948	RS			X	SUEZ	Aleem (1948)
<i>Hypnea esperi auctorum</i>	R	1972	RS			X	SUEZ	Lipkin (1972)
<i>Hypnea nidifica</i> J. Agardh	R	1928	RS			X	SUEZ	Forti (1928)
<i>Hypnea spicifera</i> (Suhr) Harv. (20)	R	1993	IP			X	SUEZ	Aleem (1993)
<i>Hypnea spinella</i> (C. Agardh) Kütz. (21)	R	1977	PAN	X			???	Gómez Garreta et al. (1979)
<i>Hypnea valentiae</i> (Turner) Mont. (19)	R	1898	RS/P	X		X	SUEZ, OYS, FO	Reinbold (1898)
<i>Karenia brevis</i> (Davis) G. Hansen & Moestrup	D	1972	???			X	BA	Satsmadjis & Friligos (1983)
<i>Laminaria japonica</i> Aresch.	P	1976	J	X			OYS, CUL	Anonymous (1982)
<i>Laurencia okamurai</i> Yamada (22)	R	1984	J	X			OYS	Ben Maiz (1986)
<i>Leathesia difformis</i> (L.) Areschoug (23)	P	1979	A	X			OYS	Verlaque (1981)
<i>Lithophyllum yessoense</i> Foslie	R	1994-97	J	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Lomentaria hakodatensis</i> Yendo	R	1979	J	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Lophocladia lallemandii</i> (Mont.) F. Schmitz	R	1918	RS	X	X	X	SUEZ	Petersen (1918)
<i>Monostroma obscurum</i> (Kütz.) J. Agardh	C	1985	P/A	X			OYS	Ben Maiz (1986)
<i>Padina boergesenii</i> Allender & Kraft	P	1965	RS	X		X	SUEZ	Ramon & Friedmann (1965)
<i>Padina boryana</i> Thivy	P	1981	IP			X	SUEZ	Nizamuddin (1981)
<i>Pilayella littoralis</i> (L.) Kjellm. (24)	P	1985	P/A	X			OYS	Ben Maiz (1986)
<i>Pleonosporium caribaeum</i> (Boergesen) R.E. Norris	R	1974	PAN	X			FO	Ardre et al. (1982)
<i>Plocamium secundatum</i> (Kütz.) Kütz.	R	1991	???	X			???	Cormaci et al (1991)
<i>Polysiphonia fucoides</i> (Huds.) Grev. (25)	R	1988	A	X			FIS	Verlaque & Riouall (1989)
<i>Polysiphonia harveyi</i> Bailey (26)	R	1958	???	X			???	Lauret (1967)
<i>Polysiphonia morrowii</i> Harv.	R	1997-98	P	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Polysiphonia paniculata</i> Mont. (27)	R	1967	P	X	X		OYS	Lauret (1970)
<i>Porphyra yezoensis</i> Ueda	R	1975	J	X			OYS	Anonymous (1982)
<i>Prionitis patens</i> Okamura	R	1994-96	J	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Pterosiphonia tanakae</i> Uwai & Masuda (28)	R	1998	J	X			OYS	Verlaque (2001)
<i>Punctaria tenuissima</i> (C. Agardh) Grev. (29)	P	1999	???		X		OYS	Belleiro et al. (1999)
<i>Rhodophysetera georgii</i> Batters	R	1978	P/A	X			OYS	Verlaque (1981)
<i>Rhodothamniella cf. codicola</i> (Boergesen) Bidoux & F. Magne	R	1952	A	X			OYS	Bidoux & Magne (1989)
<i>Rhodymenia erythraea</i> Zanardini	R	1948	RS,IP			X	SUEZ, FO	Aleem (1948)
<i>Sarconema filiforme</i> (Sond.) Kylin (30)	R	1948	RS	X		X	SUEZ	Aleem (1948)
<i>Sarconema scinaoides</i> Boergesen (31)	R	1980	IP			X	SUEZ	Diapoulis et al. (1985)
<i>Sargassum muticum</i> (Yendo) Fensholt	P	1980	J	X	X		OYS	Pérez et al. (1984)
<i>Scytosiphon dotyi</i> M.J. Wynne (32)	P	1978	P	X	X		OYS	Giaccone (1978)
<i>Solieria dura</i> (Zanardini) F. Schmitz	R	1950	RS		X		SUEZ	Aleem (1950)
<i>Solieria filiformis</i> (Kütz.) Gabrielson	R	1988	A	X			???	Cecere (1990)
<i>Spatoglossum variabile</i> (Fig.) De Not.	P	1950	RS			X	SUEZ	Aleem (1948)
<i>Sphaerotrichia divaricata</i> (C. Agardh) Kylin	P	1981	J	X			OYS	Riouall (1985)
<i>Stypopodium schimperi</i> (Kütz.) Verlaque	P	1982	RS			X	SUEZ	Mayhoub (1989)

SPECIES	G	DATE	ORIGIN	W MED	A MED	E MED	PATHWAY	REFERENCES
& Boudouresque								
<i>Ulva pertusa</i> Kjellm.	C	1984	IP	X			OYS	Ben Maiz (1986)
<i>Undaria pinnatifida</i> (Harv.) Suringar	P	1971	J	X	X		OYS, CUL	Pérez et al. (1981)
<i>Womersleyella setacea</i> (Hollenb.) R.E. Norris	R	1987	PAN	X	X	X	FO, FIS	Verlaque (1989)

notas de la tabla 1

(1) Estas especies bien podrían corresponder a especies pre-Lepsepsianas (Aleem, 1948). Sin embargo algunos autores puntualizan que podrían ser reliquias del mar de Tetis (Cormaci et al. 1982; Giaccone & Boudouresque 1995).

(2) Perrone & Cecere (1994) señalaron la posibilidad de que estas especies fuesen reliquias del mar de Tetis de acuerdo con Verlaque (2001) la grabación de *Solieria chordalis* del lago Thau (Ben Maiz 1986) corresponde a *Agarhiella subulata*. Otros récords de *S. chordalis* (Costa francesa, Knoepfeler et al. 1990) deberían ser confirmada.

(3) Sartoni & Boddi (1993) sugieren que si es una especie no nativa, esta introducción no fue reciente. En relación a la presencia de *A. gregarium* en España. Clavell & Polo (1998) consideraron que esta no corresponde a una especie introducida porque presenta una larga distribución y un completo ciclo reproductivo.

(4) Esta especie, descrita de Egipto y con una distribución Pantropical, podría corresponder a una reliquia del mar de Tetis (Rayss 1954; Verlaque 1994). Ballesteros & Rodríguez-Prieto (1996) sugirió, por el espécimen encontrado en las islas baleares (España), una dispersión natural desde la población atlántica vía Estrecho de Gibraltar.

(5) Especies previamente conocidas solo de Madagascar, Natal y probablemente a lo largo de la costa sudafricana (Cormaci et al. 1992). Norris (1989) sugirió que *B. madagascariensis* es una especie de afinidad ténica templada y esto ocurre en Madagascar probablemente debido a una corriente local fría.

(6) Esta especie incluye *C. racemosa* var. *turbanata*-uvífera, *C. racemosa* aff. var. *occidentalis* (Verlaque et al. 2000).

(7) Esta especie, descrita de la costa africana, es reportada por primera vez en el mediterráneo en Sicilia (Cormaci et al. 1992) sin referencias de posible introducción. La reciente grabación de las costas Adriáticas de Italia (Furnari et al. 1999) podría confirmar una dispersión de especies exóticas.

(8) Especies nativas introducidas en el lago Thau, probablemente por transferencia de ostras del Atlántico (Verlaque 2001).

(9) Reporte de especies con duda *C. curvilineata* fue reportada por primera vez en el mediterráneo de Córcega en 1981 (Verlaque 1987). Verlaque (1994) indicó la posibilidad de ser indígena o especie introducida, pero más tarde se presenció en localidades mediterráneas (Gómez Garreta et al. 2001) debería confirmar la dispersión de una especie exótica.

(10) Especies posiblemente introducidas como epíteto de *Halopila stipulacea*, un pasto marino no nativo en el mediterráneo (Cormaci et al. 1992).

(11) Especies grabadas del lago Thau como *Dasya hutchinsiae* (Ben Maiz 1986), y más tarde como *Dasya* sp. (Verlaque 2001).

(12) *D. viridis* ha sido ocasionalmente encontrada en el Mediterráneo pero es aparentemente del lago Thau (nueva grabación de Francia) probablemente corresponda a la llegada de cepas del Atlántico o Pacífico (Verlaque 1994). Verlaque 1981 sugirió que esta especie tendría que ser considerada una especie reliquia boreal confinada a las zonas frías del mediterráneo.

- (13) Especies de afinidad del atlántico pero grabada solo en el este del mediterráneo (Ribera et al. 1992)
- (14) Rodofita microscópica, solo reportada en Mayorca por Magne (1992) puede ser fácilmente confundida con especies indígenas i. e *Stylonema cornu-cervi* (Ribera & Boudouresque 1995)
- (15) *G. doryphora* la primera grabada a lo largo de la costa europea de Inglaterra (Farnham & Irvine 1973) fue propagada a lo largo de las costas del atlántico y el mediterráneo. Esta especie ha sido considerada invasora y probablemente debido al comercio de ostras, ha sido indicado por distintos autores (Farnham 1980; Verlaque 1984; Gargiulo et al. 1992; Ribera & Boudouresque 1995; Wallentinus 1999, Ribera 2001). Verlaque (2001) indicó que esta especie no existía a lo largo de la costa de Japón y Corea ; por otro lado señaló que *G. turuturu* endémica de estos dos países es un buen convenio con la alga introducida hasta ahora atribuida a *G. doryphora*. Mientras a la espera de más estudios, las incluimos juntas
- (16) La presencia de esta especie en el Mediterráneo necesita ser confirmada
- (17) Especies con afinidad boreal, citadas en la costa de Sicilia y Turquía (Ribera et al. 1992) pero considerada como introducida en el lago Thau (nueva grabación de Francia) (Verlaque 2001)
- (18) Especies grabadas del lago Thau como *Dasysiphonia* sp. (Verlaque 2001)
- (19) *H. cornuta*, *H. hamulosa* y *H. valentina* tiene a veces que ser citada en el mediterráneo como sinónimos ((Mayhoub 1976). Más estudios son requeridos.
- (20) Sinónimo de *H. harvey*
- (21) Sinónimo de *H. cervicornis* (Hauroun & Prud'homme van Reine 1993)
- (22) *L. okamurae* es un sinónimo de *L. coronopus* J.
- (23) Especies con una larga distribución, citadas en el Mediterráneo solo desde el Mar Negro y Túnez (Ribera et al. 1992) pero considerada como introducida en el lago Thau (nueva grabación de Francia) (Verlaque 2001). Verlaque (1981) sugirió esta especie debería ser considerada como una especie reliquia boreal confinada en las zonas frías del Mediterráneo.
- (24) Especie citada en el Mediterráneo (Ribera et al. 1992) pero considerada como introducida en el lago Thau (nueva grabación de Francia) (Verlaque 2001)
- (25) Especie ampliamente distribuida en el Mediterráneo (Gómez Garreta et al. 2001) pero introducida en el lago Prevost (nueva grabación de Francia) (Verlaque & Rouall 1989)
- (26) De acuerdo con Verlaque (2001) esta especie es sinónima de *P. moltei*, especies dispersadas en el Mediterráneo (Gómez Garreta et al. 2001) y probablemente largamente introducido en el Mediterráneo
- (27) Especies reportadas dudosamente *P. paniculata* es considerada introducida en el lago Thau pero no ha sido encontrada desde 1967 (Verlaque 2001) esta especie es citada en el Mediterráneo desde Córcega, Mar Adriático y Negro (Gómez Garreta et al. 2001)
- (28) Especie reportada en el lago Thau como *Pterosiphonia* sp. (Verlaque 2001)
- (29) Esta especie boreal de amplia distribución es reportada en el Mediterráneo solo en la costa francesa y el Mar Negro (Ribera et al. 1992) Recientemente esta ha sido citada en el lago de Venecia (Italia) por Bellefleur et al. (1999) y Occhipinti Ambrogi (200) citada como posible especie introducida
- (30) Rays (1963) propuso que esta especie debería ser reliquia del Tetis.
- (31) Grabado de *S. scinaoides* y *S. filiformis* en el mediterráneo debe de hecho corresponder a la misma especie (Ribera & Boudouresque 1995)
- (32) Por otro lado *S. dotyi*, el único informe el cual de Trieste (Italia) fue cuestionado por Verlaque (1994) y Ribera & Boudouresque (1995), ha sido reportado en el lago de Venecia (Curiel et al. 1996) y el lago Thau (Verlaque 2001) confirmando su presencia en el Mediterráneo

Estas listas son un ejemplo alarmante de las distintas especies que invaden sólo el Mar Mediterráneo, pero si tuviéramos que seleccionar lagos continentales, ríos, todos los demás mares del planeta y océanos, comprobaríamos el gran impacto que llevan estas plantas como invasoras, aunque cabe destacar que la mayoría no son tan notorias porque no sean tan agresivas o por su presión por propágulos, reincidencia en la introducción ,etc.

3. Metodología:

El estudio de las referencias y contenido de este trabajo fue a través de la búsqueda realizada a través de un proceso de revisión de títulos de artículos excluyendo aquellos que tratan temas sin relacionados o poco relevantes , lectura del resumen ,lectura del texto completo y análisis de las conclusiones y datos obtenidos, comparación de estudios de forma cuantitativa de variables con respuesta relevantes de invadidos y unidades no invadidas

Los pasos por los que se fue organizando el trabajo son:

- 1) Se hizo una introducción para ver cuáles eran los principales estudios sobre el impacto que normalmente se intuía negativo, los datos en cuestión que se veían con gravedad , cambios bruscos y razones de estas
- 2) Luego se observó la opción de estudios que daban resultados positivos , muchos pioneros que reconsideraban su observación y más adelante estudios objetivos de cambios que bajo el influjo de los movimientos de poblaciones se iban observando posibles enriquecimientos y cambios en los distintos entornos
- 3) Más adelante el contraste de Influencias generales del porqué de estas invasiones, usualmente razones antropológicas en lugares concretos y más globales
- 4) Proseguimos con la visión de estudios que encuentran soluciones o aportaciones adaptadas a cada situación, posibles remedios u observaciones de contención en ciertas intervenciones, objeto de estudio futuro rumbo de mejorar la situación alarmante
- 5) Una respuesta general de los resultados, basándonos en ciertos estudios muy correlativos a nuestro trabajo
- 6) Las conclusiones y resultados que terminamos extrayendo sobre los impactos de las algas invasoras a niveles globales
- 7) Y por último la recopilación de las referencias de artículos a comparar

3.1. Hipótesis y objetivos:

- ¿Impacto de las algas invasoras como algo negativo?
- Correlacionar estudios sobre las algas invasoras y posibles cambios en el estado de la biodiversidad
- Hipótesis sobre la influencia casi total de los factores antropológicos
- Búsqueda de un punto intermedio del trato de estos "problemas

4.Resultados:

4.1. Factores que determinan la propagación e invasividad

El estudio de Occhipinti-Ambrogi A. (2007), da a conocer la importancia del cambio climático, los porcentajes de intrusiones de las algas invasoras y como afectan estas invasiones teniendo en cuenta el número de propágulos, por parte de quién o qué medios llegan mayormente estas especies alóctonas , cómo se ha demostrado que estos cambios afectan, la contaminación como factor limitante, pH, temperatura, eliminación del predador del nicho ... todo esto ha servido como pilar para investigar este conjunto de situaciones y en general el impacto que estas algas invasoras tienen a nivel global.

Idea sobre cómo debido al cambio climático, zonas de aguas continentales en la península han sido invadidas por especies de algas exóticas, que son agresivas y podemos verlas en lugares que antes eran aguas anuales y ahora son estacionarias, su rápido crecimiento les permite que al llegar las condiciones de propagación en estos lagos óptimas, estas se propaguen rápidamente desde sus formas de resistencia o sus semillas, información es proporcionada por el Ministerio del Interior de España. (Miteco 2004)

Otro trabajo habla sobre especies de algas que pueden cambiar las condiciones de los sistemas acuáticos de rívera y como algunas de estas algas incluso son tóxicas en su afloramiento (Miteco, Anadón R. 2006)

Además de las ya condiciones propicias para estas algas hay que añadir sus reiteradas reintroducciones , y los medios por los que son introducidas, mediante los mecanismos de dispersión de los organismos marinos (Carlton, 1995), donde se puede apreciar :

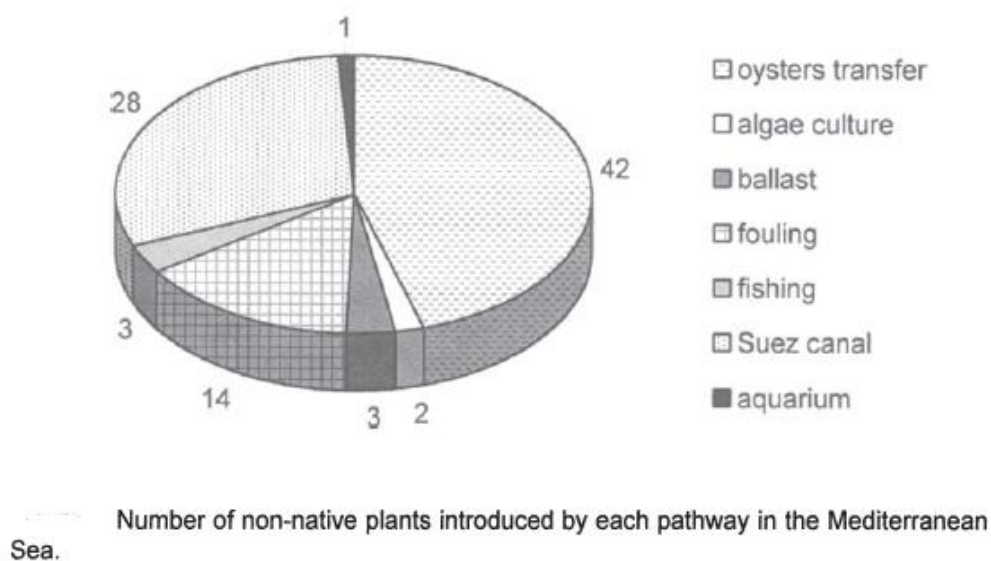


Ilustración 1

Número de plantas no nativas introducidas por cada ruta en el Mar Mediterráneo

(i) actividades acuícolas (44 especies, 41%), (ii) el Canal de Suez (28 especies, 26%), (iii) transporte marítimo (17 especies, 15%), (iv) pesca (3 especies, 3%) y (v) comercio (1 especies 1%) (Esquema modificado por Pedro Sánchez ,2020)

4.2. Impacto en los ecosistemas:

4.2.1. Mar Mediterráneo

Además de lo ya observado en el transito e introducción en el mediterráneo, aplicable a nivel global, excepto por el canal de Suez, la *Caulerpa cylindracea* es otra de las tantas especies que invaden los ecosistemas, en esta caso el mediterráneo sustituyendo a la *Posidonea Oceánica*, esta alga se ha visto reducida en un siglo entre 5 y 20 por ciento, por lo tanto aunque no es de los ejemplos más agresivos, vemos como estas especies invasoras tienen un carácter tal que no solamente sustituían o competían de forma agresiva, si no que empobrecían el sustrato para otras muchas especies, y por ello hay estudios como el de Pereda-Briones, L., et al. (2018) para intentar la resiembra de las autóctonas enriqueciendo el sustrato y así dándole mayor poder competitivo a las propias algas naturales de la zona. Aunque por el contrario a lo que se esperaba, en este estudio se ve que no es necesariamente negativo si reúnen las condiciones adecuadas, pues esto puede llevar a una convivencia y aumenta la complejidad del entorno.

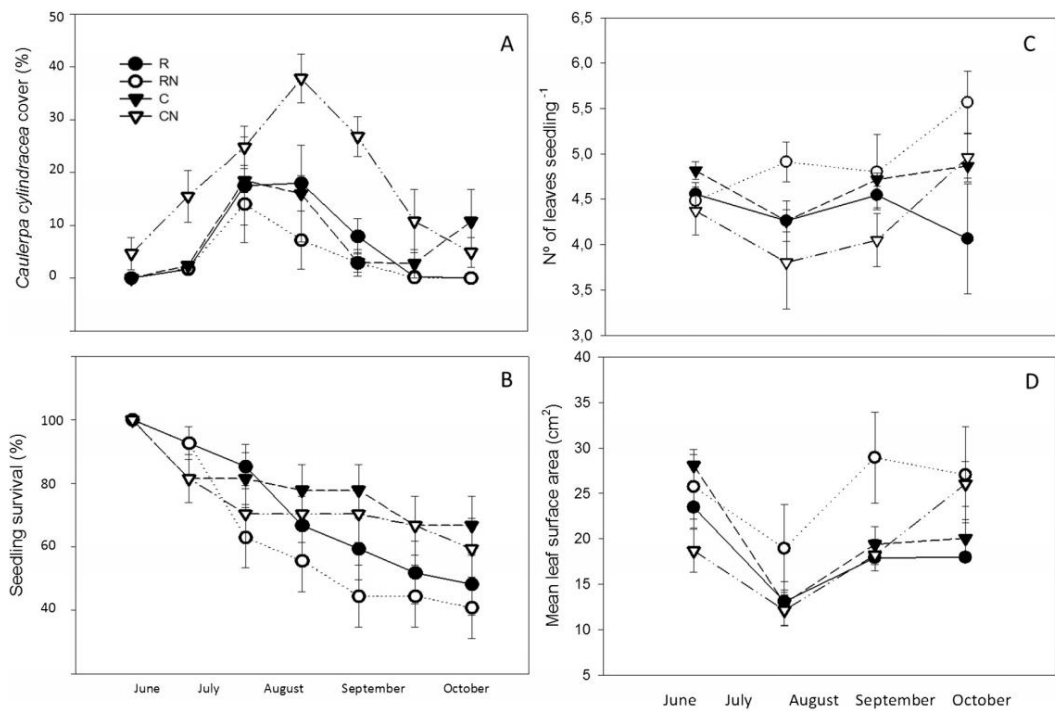


Figura 1

Tendencias temporales de (a) *Caulerpa cylindracea* cobertura media, (b) *P. Oceánica* plántulas superviviente, (c) área de la superficie total de plántulas y (d) número de hojas por plántula en los diferentes tratamientos: R(eliminación de *C. cylindracea*), RN(eliminación de *C. Cylindracea* y adición de nutrientes), C (control = sin eliminar *C. cylindracea* y sin añadir nutrientes) y CN (presencia de *C. cylindracea* y adición de nutrientes) Barras de error representadas +1 SE. (L.Pereda-Briones et al.)

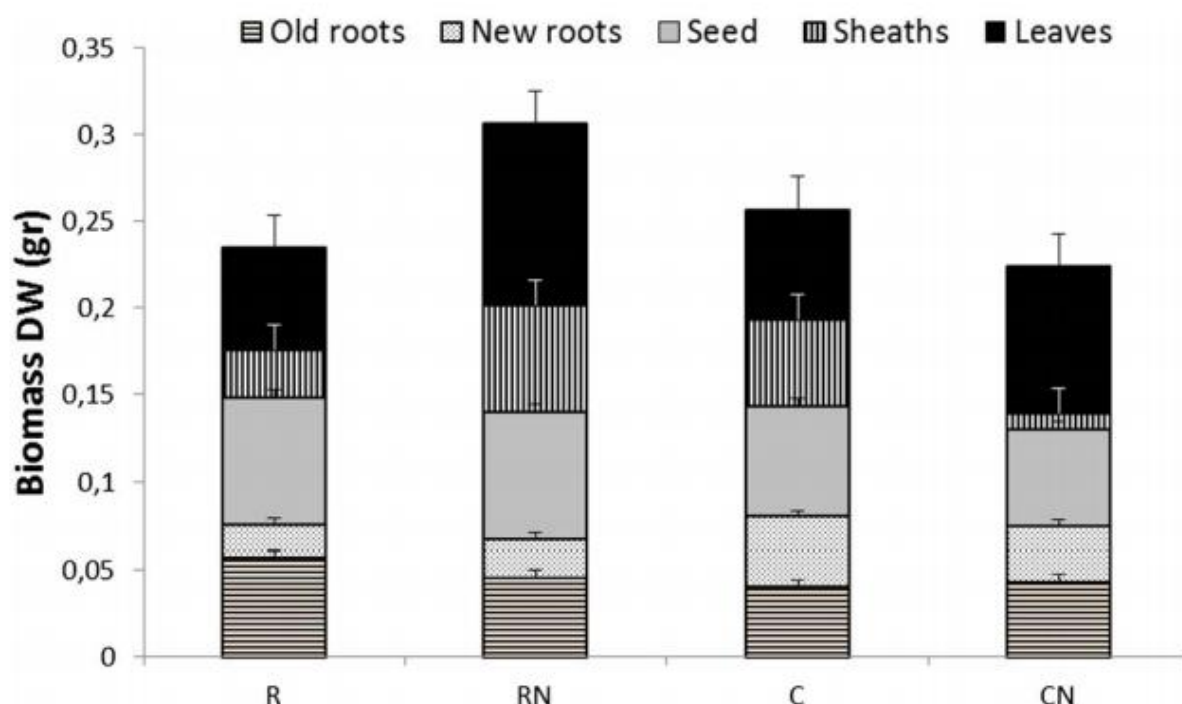


Figura 2

Posidonia oceánica. Distribución de componentes de la biomasa media en tejido del prado marino, a través del tratamiento experimental: R(C. cylindracea eliminada), RN(eliminación de C. Cylindracea y adición de nutrientes), C (control = sin eliminar C. cylindracea y sin añadir nutrientes) y CN (presencia de C. cylindracea y adición de nutrientes) Barras de error representadas +1 SE.

Por otro lado, estamos viendo que a fin de cuentas el problema de estas algas invasoras es siempre agravado por el calentamiento global, el estudio Bulleri, F. ,et al.(2016) sobre el impacto en la P. Oceánica y sus dos rivales, muestra como especies tropicales o subtropicales son claramente las especies que se comportan como invasoras, en el caso de la C.Cylindracea se ha visto que aumenta su factor de crecimiento de 25 a 31 grados, mientras que la P.Oceánica no ha sido muy afectada por el momento, si se ha podido observar que a este ritmo probablemente las condiciones sigan empeorando , debido al cambio climático, significará la pérdida para estas algas autóctonas y lo que ello conlleva, es decir, cambios de hábitats un aumento en las algas invasoras por el hecho del cambio climático, respecto a las especies naturales del ecosistema probablemente un efecto cadena, etc.

El impacto en zonas vírgenes es mucho mayor que en zonas con actividad antropogénica, esto se debe mayormente a que el factor humano reduce mucho el crecimiento y recuperación en menor o mayor medida de los hábitats acuáticos, además de expoliarlos hasta eliminarlos en muchos casos, por lo cual ni las algas invasoras pueden invadirlos, esto da prioridad para conservar los lugares vírgenes de estas algas invasoras que deben ser clave y priorizadas ya que cualquier

perturbación en estos lugares supone una pérdida enorme en la biodiversidad autóctona según el estudio de Bulleri et al. (2016) sobre la influencia antropogénica en los hábitats, en los lugares afectados por la huella humana, la propagación de esta especie invasora, era casi un enriquecimiento en biodiversidad, pues aguantaba mucho más dichas perturbaciones, pero en los ambientes no perturbados, la eliminación de esta alga invasora *C. cylindracea*, aumentaba la riqueza de biodiversidad del clima original.

4.2.2. Nivel global

Actualmente este trabajo que comenzó hablando del Mediterráneo pues es la zona más próxima del estudio, quiere mostrar también que los casos por especies invasoras no son una excepción en el mundo.

Más ejemplos de macroalgas invasivas son las *Ulvas*, según el estudio de Zhao, J et al.(2018) en el mar amarillo de China, donde se alcanzaron superficies de proliferación de 500km, esta alga tiene muchas características que la hacen invasora, como su dominancia, la gran superficie que ocupa limitando a las algas autóctonas, además de que la presión de propágulos era tan importante que supuso también un impacto económico debido a la invasión del alcantarillado y sistemas de agua de la ciudad, pues tiene buena tolerancia a la baja salinidad.

J. Zhao et al.

Harmful Algae 77 (2018) 11–17

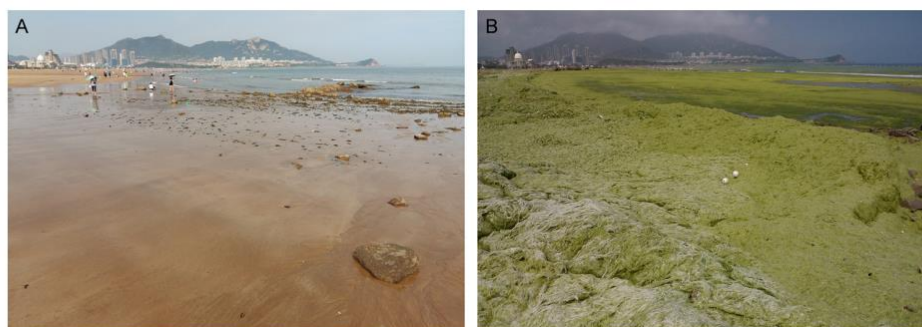


Ilustración 2 Impacto de la marea verde en el Mar Amarillo en el área de costa Quindao A) Línea de costa libre de *U. prolifera* B) La misma costa teniendo la gran cantidad de *U. prolifera* acumulada en verano

Como podemos apreciar solo en el impacto visual podemos ver el problema que conlleva en el mar amarillo de china, pero incluso yéndonos a la pérdida de corales en el golfo pérsico (Aldoost et al. 2017), muestran como el cambio global repercute en el ambiente causando los cambios físico-químicos por la acción antropológica alterando así el bienestar ecosistémico.

Otro de los últimos estudios en el Atlántico sobre el cambio climático y la inducción del movimiento de algas marinas en la distribución por Europa (de la Hoz, et al. 2019), muestra cinco especies de algas con distintos requerimientos (*S. polyschides*, *G. spinosum*, *S. muticum*, *C. baccata* y *P. canaliculata*), los resultados presentados en este trabajo deben considerarse como un primer paso en la evaluación de la magnitud de los cambios de rango modelados en las algas marinas en Europa. Los modelos construidos han demostrado una muy buena capacidad de ajuste y rendimiento de discriminación, por lo tanto, puede ser deducible que las especies más amenazadas serían *S. polyschides* y *G. spinosum* (en península Ibérica y Bretaña), mientras que *S. muticum* y *C. baccata* serían pronosticados para ampliar su rango. *P. canaliculata* podría disminuir su probabilidad de ocurrencia pero sería capaz de hacer frente a los cambios.

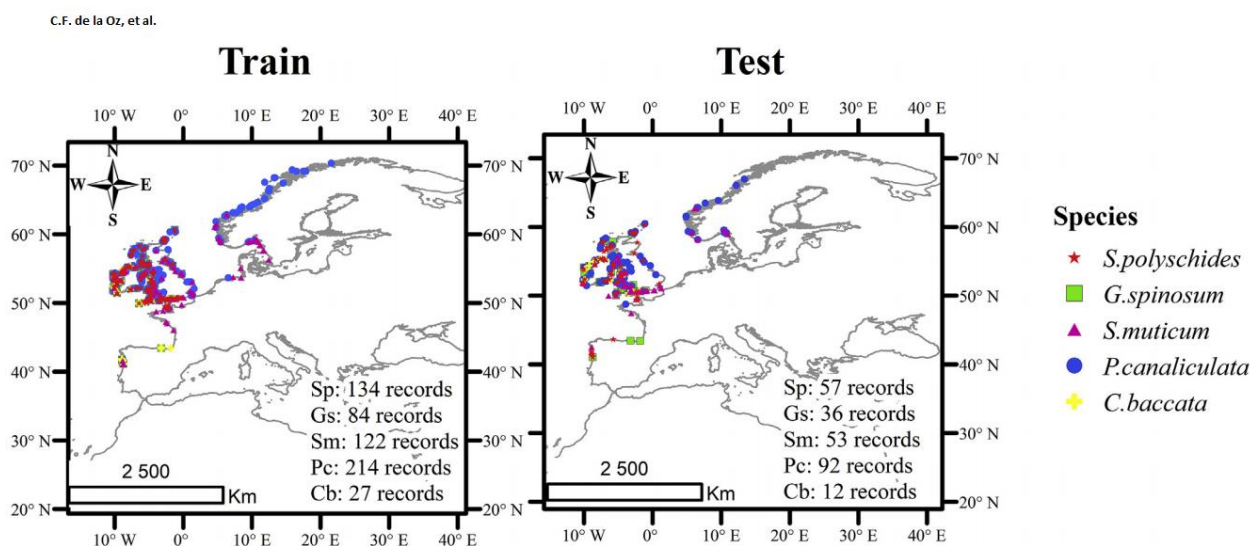


Ilustración 3 Presencia registrada de entrenamientos y pruebas, Sb *Saccorhiza polyschides*; Gs, *Gelidium spinosum*; Sm *Sargassum muticum*; Pc, *Pelvetia canaliculata*; Cb, *Cystoseira baccata*.

Como vemos estos cambios que están ocurriendo a causa del cambio climático cambian los roles de muchas especies de algas, unas probablemente limitando su existencia o llevándolas a su extinción, mientras que otras se vuelven invasivas o simplemente mejorando su expansibilidad debido a las nuevas condiciones y rangos en las zonas que van ocupando.

Las zonas más afectadas siempre parecen ser las más al sur, pues sus condiciones se están extremando poco a poco, sin embargo ningún lugar está exento de las invasiones de las algas o fitoplancton foráneos, en lagos boreales de Suecia se estudió el impacto en la riqueza de su biodiversidad y el efecto que tenía en invertebrados un tipo de microalga llamada *G. Semen*, (Angeler DG, Johnson RK

;2013) esta constaba de 6 lagos a estudiar, 3 invadidos y tres conservados y se determinó el impacto negativo que esta causaba, además de por la desestabilización

de estos microecosistemas también afectó a la economía de la zona, ya que estas microalgas en su floración producen una sustancia viscosa que es alérgica en ocasiones y afecta a la piel de forma urticante, esta estaba correlacionada con una mosca depredadora responsable llamada *C. favians*, tras el estudio se determinó la homogenización que ocurre al entrar estas especies invasoras en el hábitat, y el impacto que conllevan, como hemos dicho anteriormente, tanto ecológico como económico en este caso.

D.G. Angeler, R.K. Johnson / Harmful Algae 23 (2013) 60–69

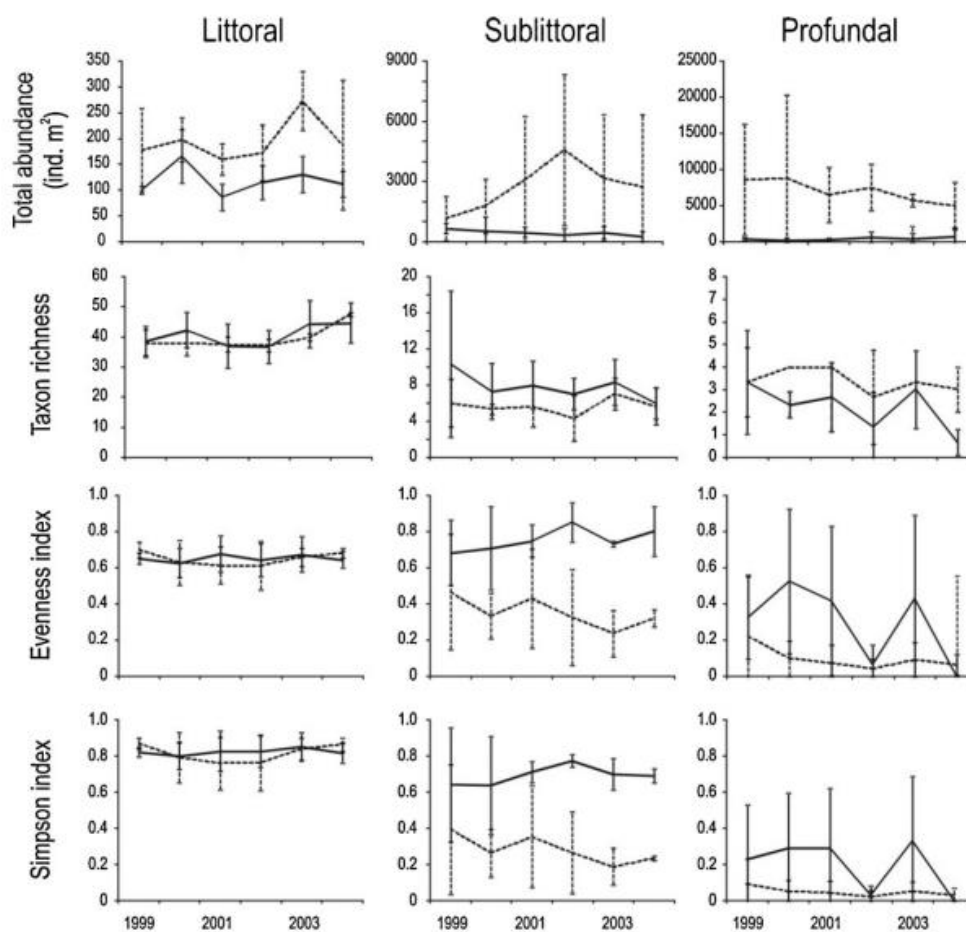


Figura 3 Tendencias temporales de comunidades métricas de invertebrados (densidad total, riqueza de taxones, índice de imparcialidad, diversidad de Simpson) en tres tipos de hábitats en lagos (litoral, sublitoral, profundidad) libre de germinación (línea continua) y germinación (línea discontinua). Mostrándose las medias de los tres lagos por año $\pm$ la desviación estándar

En esta comparación podemos ver en la línea discontinua la germinación de las algas invasoras, como aumentan su abundancia y como afectan a las distintas zonas a estudiar, mientras las líneas continuas apreciamos su comparable deficiencia o su estado natural, sabiendo el carácter tóxico que tienen podemos ver el problema viendo estos resultados.

4.3. Posibles soluciones

Todos estos problemas que atañen a las algas invasoras y tras la correlación de otros análisis de distintos problemas que hemos ido viendo podemos decir que el impacto que tienen otros sistemas para controlar , potenciar o mejorar el estado del ecosistema acuático. Esto incluye la lucha contra las especies invasoras y el impacto que estas tienen, un ejemplo muy claro es el trabajo de Wood, K. A., et al. (2017) sobre la herbivoría , el impacto que tiene a nivel del ecosistema acuático, viéndose una mejora importante en dichas especies, pues potencian el enriquecimiento y diversidad ,de hecho se han visto de 326 casos , 300 son mejoras, 20 sin cambios y solo menos del 5% empeoran, por una sobreexplotación de la herbivoría, y como a he dicho, es una lucha pasiva, una barrera , para evitar el problema de especies invasoras, pues estas son transmitidas por propágulos, donde si la carga es baja queda eliminada prácticamente o atenuada como mínimo, el problema es la contaminación, cambios ambientales locales debidas a esta, o la sobre-pesca o eliminación de esta herbivoría, por el contrario hay que vigilar muy bien este impacto, porque una gran diversidad de herbivoría o biomasa en un lugar ya debilitado podría llevarla a la pérdida total .

Un ejemplo de estas invasiones que pueden provocar grandes daños a nivel de ecosistema, podrían ser solucionados, este es el caso de la invasión de las macroalgas en el mediterráneo y el Caribe, que están haciendo desaparecer los corales pero pueden ser remediados como se ha visto en el Mediterráneo por el pez conejo (Bellwood, & Goatley, 2017).

Bellwood, D. R., &
Robert Goatley, C. H.
,2017



Figura 4. Cambio dirigido de la invasión de ecosistemas.

A) La rápida invasión del Caribe y Mediterráneo, de los primeros indicios (estrellas amarillas) a la distribución del día de hoy (pez león *P. volitans* y *P. miles* mostrado en rojo; pez conejo *S. rivulatus* en naranja y *S. luridus* en amarillo; B) el pez león está despojando de los arrecifes de coral del Caribe de pequeños peces, exacerbando la declinación de arrecifes. C) A través del Atlántico, los peces conejo han provocado cambios en los ecosistemas en todo el Mediterráneo oriental

Como incentivo para no perder la esperanza, Rey-Benavas (2009) programó un meta análisis sobre la posibilidad de recuperación y restauración de diferentes hábitats y observó en 89 hábitats, 4 de ellos con invasión de especies no autóctonas, este proyecto iniciado en 2004 en arrecifes de coral en 3 localizaciones distintas (alto relieve, bajo relieve y sin restaurar) fueron un ejemplo, pues tras unos años en 2007 a 2009 se encontraron unas metapoblaciones prósperas, y vieron que aunque en lugares tropicales la recuperación era mucho más próspera, todos estos ambientes se beneficiaron entre un 25 al 44 por ciento de mejoría , extrapolable a cualquier medio , lo único que es necesario siempre es una inversión y reestructurar el ecosistema para que se regenere, cada ecosistema con una carencia distinta, y todos se regeneraban sin excepción, un hábitat acuático marino invadido por un alga solo necesitaba las ostras como Rey Benavas citaba , "las ostras son las vitales ingenieras del ecosistema" en definitiva los filtradores autóctonos regulan la calidad del medio marino, pero su sobrepesca y la destrucción de sus hábitats así como la contaminación de sus aguas da lugar a su reducción y por tanto desequilibrio del medio por micro algas, en el caso de macro algas el herbivorismo, en resumen una restauración de este ecosistema consiste en restaurar sus cadenas tróficas en este aspecto no solo entran las algas invasoras si no todos los especímenes que autóctonos en sus respectivos ecosistemas, en otros casos si el sistema no es fuerte hay que recurrir a replantación, caza o reintroducción de la cadena trófica que explica Carpenter et al. (1985) en las interacciones de las cadenas tróficas, estos estudios que llevan ya tiempo hechos y con un impacto importante en la ecología dan a conocer como interaccionan dichas cadenas , ya que aunque tratemos sobre el impacto de las algas invasoras, estas se encuentran en un medio relacionado con todo su entorno, aquí entra el amplio espectro de la ecología, esto muestra las regulaciones internas e inter específicas que se dan en estos sistemas tróficos, cómo reaccionan y como han de reaccionar para volver a su equilibrio, por lo tanto en una cadena trófica si se han eliminado o extraído algún miembro esta cadena se desestabiliza, aumentando la probabilidad de una entrada de invasores, ya que el "sistema inmune" de este ecosistema estaría perjudicado.

Algunas de estas especies "ingenieras" invasoras como plantas o macroalgas pueden crear y otras como ciertas especies de caracoles pueden destruir el hábitat en poco tiempo depende del rol que ocupen estas especies (Crooks JA , 2002), esto sería una cuestión a tener en cuenta si deseásemos restaurar los ecosistemas

Promover una comprensión mecánica de los impactos de los invasores sobre la biodiversidad residente y el funcionamiento del ecosistema sería el inicio para proseguir con las posibilidades de resolución de los problemas , porque estos impactos no tienen que ser negativos siempre según el meta-análisis que Maggie et al. (2015) realizó, estos impactos serían cuestión del nivel trófico.

Estos son los niveles que nos dividen sus estudios:

Tabla 2 . Resumen del impacto ecológico debido a plántulas no nativas clasificadas por niveles ecológicos, tipos de impacto y análisis de variables de respuesta (Maggi E. et al.)

Level	Impact type	Variables
Primary producer species (e.g. macroalgae or phanerogams)	Density/cover	Density or cover of adults/recruits
	Biomass	Above-/below-ground biomass of leaves/roots/rhizomes; biomass
	Growth	primary productivity/production
	Survival	Size/change in size of whole organisms or parts
Primary producer community	Density/cover	% survival, mortality, longevity
	Biomass	Density or cover of adults/recruits
	Diversity	Biomass of plants, biomass production
	Evenness	Number of species/taxa, Shannon diversity index
Consumer species	Density/cover	Pielou's evenness
	Biomass	Density or cover of adults/recruits/ juveniles/colonies
	Growth	Biomass of whole organisms or parts
	Survival	Size/change in size of whole organisms or parts
Consumer community	Density/cover	% survival, mortality rates, predation rates
	Biomass	Density or cover of individuals/ colonies
	Diversity	Biomass
	Evenness	Number of species/taxa, diversity indices (Shannon, Margalef)
		Pielou's evenness

4.4. Comprensión de las cadenas tróficas:

Las invasiones biológicas son reconocidas globalmente entre los principales amenazas a la biodiversidad (Parker et al., 1999; Simberloff et al., 2005) pero

siempre teniendo las dificultades para comparar de forma general en los casos estudios dispares que tenemos (Vilá et al., 2011; Blackburn et al., 2014; Jeschke et al., 2014).

Ahora bien, el estudio de Maggi E., et al. (2015) y su estudio sobre el impacto ecológico de las algas marinas vislumbró que en los últimos años, se han logrado algunos avances realizado a través de síntesis cualitativa y cuantitativa meta-análisis de la información disponible (Schaffelke y Hewitt, 2007; Williams y Smith, 2007; Gaertner et al., 2009; Thomsen et al., 2009, 2014; Powell et al., 2011; Vilá et al., 2011).

Un reciente meta-análisis de Thomsen et al. (2014) ha demostrado que los invasores marinos generalmente tienen efectos negativos sobre la biodiversidad en el mismo nivel trófico, pero menos negativo, o incluso positivo efectos sobre la biodiversidad a niveles tróficos superiores. Estos patrones sugieren que la competencia prevalecería en las interacciones entre especies residentes y alóctonas dentro de un mismo nivel trófico, mientras que procesos como la formación del hábitat y la alimentación la provisión finalmente resultaría en neutral a positivo efectos hacia niveles tróficos más altos (Thomsen et al., 2014). Este meta-análisis fue, para nuestro conocimiento, el primero en evaluar cómo varían los efectos de los invasores con nivel tróficos distintos

Para analizar este punto, llevaron a cabo una comparación la productividad primaria de los recursos ambientales marinos (Mann, 1973), y vieron la invasividad y el desplazamiento que las algas no naturales han originado pero es importante destacar que hay indicios de que las algas marinas no nativas pueden tener efectos notables en las especies residentes en toda la comida cadena. Por ejemplo, los herbívoros generalistas (incluidos los gasterópodos, isópodos, poliquetos, erizos de mar, peces) han sido observado consumir algas marinas no nativas en la mayoría de experimentos de alimentación (por ejemplo, Dumay et al., 2002; Britton-Simmons, 2004), que sufren, en algunos casos, daño fisiológico (Trowbridge y Todd, 2001; Box et al., 2009; Terlizzi et al., 2011; Tomas et al., 2011).

Por otro lado, afectan indirectamente a los organismos a niveles tróficos superiores. a través de la modificación del ambiente abiótico. por ejemplo, la epífita invasiva *Lophocladia lallemandii* puede causar estrés oxidativo en un briozoo que es un organismo filtrador que vive en las praderas de Posidonia oceánica, generando agua anoxia (Deudero et al., 2010). En contraste, la intrincada red de estolones formados por el invasivo *Caulerpa racemosa* proporciona pequeñas crustáceos con refugio de depredadores (Pacciardi et al., 2011). En otros casos, disminuyeron la mesofauna , un importante cambio para consumidores de nivel superior, probablemente a través de una reducción en la complejidad del hábitat (Janiak y Whitlatch, 2012). Por lo tanto, la propagación de las algas marinas alóctonas representan un modelo ideal para evaluar cómo pueden propagarse los efectos de una invasión a través de diferentes niveles tróficos de comunidades residentes.

Efectos negativos de algas marinas no nativas en plantas residentes las comunidades fueron consistentes en todas las variables de respuesta examinamos (es decir, densidad / cobertura, biomasa, diversidad y uniformidad), respaldando hallazgos previos de fuertes negativos impactos de los invasores de plantas en el productor primario residente observaron el efecto negativo significativo de las algas marinas no nativas en el consumidor residente.

En cambio, las comunidades solo detectaron cambios en su biomasa. A pesar de que los efectos sobre los productores nativos fueron significativamente diferente de aquellos en consumidores solo para densidad / cobertura y diversidad de comunidades, sus resultados (Maggi E. et al., 2015) generalmente apoyaban la hipótesis de la posición trófica relativa de Thomsen et al. (2014), que propuso que los efectos de los invasores sobre la biodiversidad residente podrían ser más negativos dentro del mismo que en niveles tróficos más altos.

Sus resultados:

E. Maggi et al.

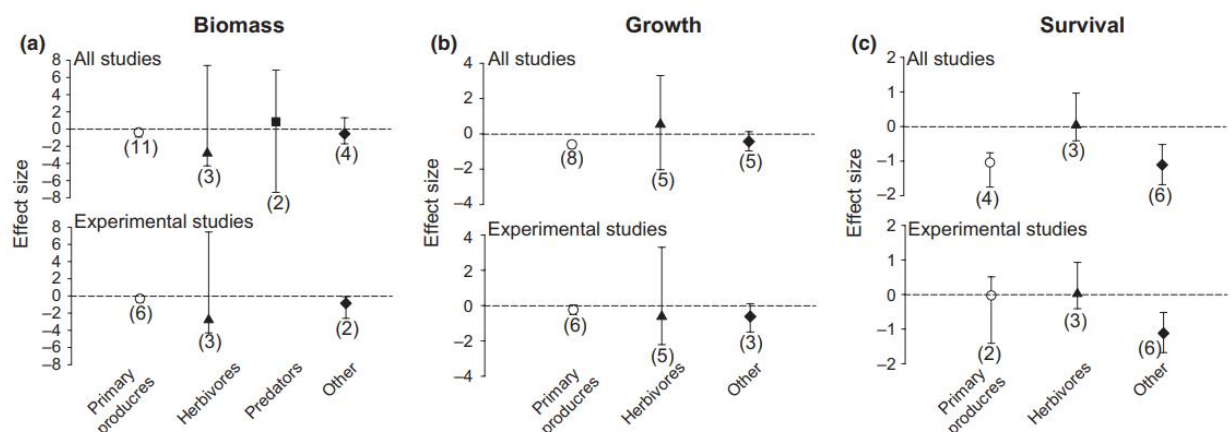


Figura 5. Efectos de plántulas no nativas en nivel-especie a) biomasa, b) crecimiento y c) supervivencia de productores primarios, herbívoros, predadores y otros consumidores, calculado usando completamente base de datos o estudios experimentales solamente. Información de símbolos de efecto de media talla calculado usando 10000 ejemplos bootstrap y 95% intervalos confidenciales. Comparando medidas de efectos entre productores primarios y consumidores que nunca fueron significantes. Número de estudios en paréntesis.

Probablemente los resultados positivos o negativos surjan del uso de diferentes criterios de inclusión del estudio, mensurativos como experimentales, así como la inclusión de estudios más recientes. Curiosamente, en fondos rocoso, la exclusión de los estudios mensurativos causó efectos de las algas marinas no nativas en la diversidad de los consumidores para cambiar de negativo a positivo. Estos resultados sugieren que, en el medio marino, los efectos de las plantas invasoras en las comunidades de consumidores residentes podría ser el resultado de diferentes mecanismos en diferentes hábitats.

En particular, la provisión de un hábitat complejo por algas marinas no nativas (como *S. muticum*, *C. fragile* y *U. pinnatifida*), ofreciendo refugio y / o comida (Britton-Simmons, 2004; Schmidt y Scheibling, 2007; Irigoyen et al., 2011), es de gran importancia en los hábitats de fondo rocoso, donde los consumidores viven sobre el suelo estando expuesto. Por el contrario, las comunidades de consumidores en sedimentos blandos pueden verse afectados negativamente por algas alóctonas marinas a causa de la modificación de las condiciones del subsuelo, por ejemplo a través de la liberación de metabolitos secundarios en los detritos (Taylor et al., 2010). Esto puede explicar la falta de efectos sobre la diversidad de consumidores cuando se incluyeron todos los hábitats. Por lo tanto, los estudios mensurativos, al no poder desenredar correctamente los efectos ya que los prados de pastos marinos, caracterizados por una baja diversidad taxonómica y características fisiológicas únicas, son globalmente amenazado por alteraciones de las condiciones abióticas (Orth et al., 2006). Una vez más, los estudios mensurativos podrían haber sobreestimado impacto de los invasores en la densidad de las praderas marinas (Lotze et al., 2006; Orth et al., 2006).

De hecho, los análisis de datos experimentales ,aunque se caracteriza por un menor poder estadístico ya que se basaron en un pequeño número de muestras de Maggie E. et al. (2015), no mostraron efectos significativos de la invasión de algas marinas en la densidad de pastos marinos, lo que sugiere un compromiso entre negativo (ej. competencia por disponibilidad de luz, Drouin et al., 2012) y positiva (ej. densidad reproductiva mejorada del brote; Ceccherelli y Campo, 2002)por los efectos de los invasores.

Existe una gran variabilidad fisiológica y rasgos ecológicos entre macroalgas; por ejemplo, varias especies de macroalgas son competidores débiles que pueden ser oportunistas y aprovechar las condiciones ambientales degradadas (usualmente especies filamentosas que forman céspedes; Benedetti-Cecchi et al., 2001). En este caso, los estudios mensurativos podrían haber subestimado los efectos competitivos de los invasores sobre la densidad / cobertura de macroalgas residentes en ambientes degradados.

Algunos estudios indican claramente que algunas algas marinas invasoras verdes sifónicas, siendo ingeridas, puede inducir daño fisiológico a peces herbívoros a través de la producción de defensas químicas (Box et al., 2009; Terlizzi et al., 2011), o reducen el crecimiento y las tasas de reproducción de erizos de mar en consecuencia de su bajo valor nutricional (Lyons y Scheibling, 2007; Tomas et al., 2011). En otros casos, se prefieren las algas marinas no nativas a las especies de macroalgas residentes, ya sea como hábitat o como alimento (Trowbridge y Todd, 2001; Siddon y Witman, 2004).

En el caso de los predadores de pequeño tamaño solieran estar amenazados y otros mayores favorecidos, pero también había que destacar la falta de presas de forma

general en el estudio de Maggi E. et al. (2015) por la falta más muestras en un ambiente mayor, además hay falta de estudios en cuanto a este sector.

Como se desprende claramente de este estudio, la inclusión de datos de estudios mensurativos pueden influir mucho en las estimaciones de la dirección e intensidad sobre los efectos de los invasores en especies o comunidades residentes. Obteniendo más datos a través de estudios experimentales capaces de desenredar correctamente los efectos de las especies no nativas de los de otros estresores (Gurevitch y Padilla, 2004; Didham et al., 2005; Bulleri et al., 2010) deben considerarse una prioridad si son desarrollar un marco teórico robusto para predecir los impactos ecológicos de los invasores de plantas a través de trófico niveles.

5. Conclusiones:

1.-Muchos estudios han datado que las especies alóctonas han dañado económicamente debido a la reducción de pesca, incrustaciones en los cascos de los barcos, obstrucciones en las tuberías de admisión ..

2.-Algunas de las especies de algas invasoras pueden incluso impactar directamente en la salud humana al causar enfermedades (Ruiz et al. Alabama. 1997). Aunque solo una pequeña fracción de las muchas especies marinas introducidas fuera de su área de distribución nativa son capaces de prosperar e invadir nuevos hábitats (Mack et al. 2000), su impacto puede o no ser dramático.

3.-Los impactos de las invasiones pueden verse localmente, pero los impulsores de la invasión biológica son, cada vez más un grado global. Desafortunadamente, hay escasez de información sobre especies invasoras a escala global.

4.-El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) ha identificado la necesidad de "Compilación y difusión de información sobre especies exóticas que amenazan los ecosistemas, hábitats o especies para ser utilizados en el contexto de cualquier actividad de prevención, introducción y mitigación "

Pues como hemos podido observar en diferentes estudios (Thomen et al. 2014; Maggi E., et al. 2015) entre otros muchos podemos observar que estos cambios no siempre son negativos y de hecho algunos son positivos, por supuesto hay que analizar el sistema ecológico que está siendo invadido para así poder clasificar si está degenerando, está sano o el nivel de complejidad en cadenas tróficas que tienen, porque no es lo mismo el sistema del Mar Mediterráneo que el sistema de un lago boreal en Suecia (Angeler DG, Johnson RK ;2013)

5.-Por lo tanto los distintos estudios obtenidos y recopilados en este trabajo nos dicen que cada uno de los impactos están localizables y no se pueden contrastar de forma general, sin embargo si hay una cosa en la que todos los estudios se ponen de acuerdo.

6.-El factor determinante de estas invasiones son debidas a las vías antropogénicas, tanto en el mediterráneo (Carlton, 1995) como a nivel global evaluando su amenaza (Molnar, J.L. 2008) y los medios por los que son invadidos pueden ser puentes físicos como el canal de Suez, en transportes marítimos, actividades acuícolas, etc. La interceptación o remoción de las vías son probablemente las únicas estrategias efectivas para la reducción de los impactos futuros (Carlton y Ruiz 2005), y cuando esto ocurre hacer un estudio del sistema comprobar su complejidad y como es el impacto, es una prioridad, después sopesar y entrar en consenso para determinar el rumbo que hubiera de tomar dicha invasión.

7.-Y por supuesto todos estos razonamientos tendrán que ser medidos con el factor cambio climático que ya es un hecho y cambia las zonas habitables para ciertas especies, siendo por tanto un agravante en los ecosistemas ya en degradación como un impulso en los nuevos ecosistemas que se han de restablecer.

6. Referencias

Alidoost Salimi, M., Mostafavi, P. G., Fatemi, S. M., & Aeby, G. S. (2017). Health status of corals surrounding Kish Island, Persian Gulf. *Diseases of aquatic organisms*, 124(1), 77–84.

Angeler DG, Johnson RK (2013) Algal invasions, blooms and biodiversity in lakes: Accounting for habitat-specific responses. *HarmfulAlgae*, 23, 60–69.*(dentro hay posibles referencias)

Bellwood, D. R., & Robert Goatley, C. H. (2017). Can biological invasions save Caribbean coral reefs?. *Current biology : CB*, 27(1), R13–R14.

Benedetti-Cecchi, L., Pannacciulli, F., Bulleri, F., Moschella, P.S., Airoidi, L., Relini, G. & Cinelli, F. (2001) Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 214, 137–150.

Blackburn, T.M., Essl, F., Evans, T. et al. (2014) A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology*, 12, e1001850.doi:10.1371/journal.pbio.1001850.

Box, A., Deudero, S., Sureda, A., Blanco, A., Alos, J., Terra- dos, J., Grau, A.M. & Riera, F. (2009) Diet and physiological responses of *Spondyllosoma cantharus* (Linnaeus, 1758) to the *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* invasion. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 380, 11–19.

Britton-Simmons, K.H. (2004) Direct and indirect effects of the introduced alga *Sargassum muticum* on benthic, subtidal communities of Washington State, USA. *Marine EcologyProgress Series*, 277, 61–78.

Bulleri, F., Badalamenti, F., Iveša, L., Mikac, B., Musco, L., Jaklin, A., Rattray, A., Vega Fernández, T., & Benedetti-Cecchi, L. (2016). The effects of an invasive seaweed on native communities vary along a gradient of land-based human impacts. *PeerJ*, 4, e1795

Carlton, J.T., 1985. Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 23, 313–371.

Carlton JT and Ruiz GM. 2005. Vector science and integrated vector management in bioinvasion ecology: conceptual frameworks. In: Mooney HA, Mack RN, McNeely JA, et al. (Eds). *Invasive alien species: a new synthesis*. Washington, DC: Island Press.

Carpenter SR, Kitchell JF, Hodgson JR (1985) Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35, 634–639

CBD (Convention on Biological Diversity). 2000. Alien species that threaten ecosystems, habitats or species, as adopted by Conference of the Parties 5 Decision V/8. <http://cbd.int/decisions/cop-04.shtml?id=7150&lg=0&m=COP-04>. Viewed 23 Feb 2007.

Ceccherelli, G. & Campo, D. (2002) Different effects of *Caulerpa racemosa* on two co-occurring seagrasses in the Mediterranean. *Botanica Marina*, 45, 71–76.

Crooks JA (2002) Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*, 97, 153–166.

De la Hoz C.F., Ramos E, Puente A, Juanes JA. Climate change induced range shifts in seaweeds distributions in Europe. *Mar Environ Res*. 2019;148:1-11.

Deudero, S., Blanco, A., Box, A., Mateu-Vicens, G., Cabanellas-Reboredo, M. & Sureda, A. (2010) Interaction between the invasive macroalga *Lophocladia*

lallemandii and the bryozoan *Reteporella grimaldii* at seagrass meadows: density and physiological responses. *Biological Invasions*, 12, 41–52.

Didham, R.K., Tylianakis, J.M., Hutchison, M.A., Ewers, R.M. & Gemmell, N.J. (2005) Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 470–474.

Drouin, A., McKindsey, C.W. & Johnson, L.E. (2012) Detecting the impacts of notorious invaders: experiments versus observations in the invasion of eelgrass meadows by the green seaweed *Codium fragile*. *Oecologia*, 168, 491–502.

Dumay, O., Fernandez, C. & Pergent, G. (2002) Primary production and vegetative cycle in *Posidonia oceanica* when in competition with the green algae *Caulerpa taxifolia* and *Caulerpa racemosa*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82, 379–387.

Gaertner, M., Breeÿen, A.D., Hui, C. & Richardson, D.M. (2009) Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. *Progress in Physical Geography*, 33, 319–338.

Gurevitch, J. & Padilla, D.K. (2004) Are invasive species a major cause of species extinctions? *Trends in Ecology and Evolution*, 19, 470–474.

Irigoyen, A.J., Trobbiani, G., Sgarlatta, M.P. & Raffo, M.P. (2011) Effects of the invasive algae *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) on the diversity and abundance of benthic macrofauna in Golfo Nuevo (Patagonia, Argentina): potential implications for local food-webs. *Biological Invasions*, 13, 1521–1532.

Janiak, D.S. & Whitlatch, R.B. (2012) Epifaunal and algal assemblages associated with the native *Chondrus crispus* (Stackhouse) and the non-native *Grateloupia turuturu* (Yamada) in eastern Long Island Sound. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 413, 38–44.

Jeschke, J.M., Bacher, S., Blackburn, T.M., Dick, J.T.A., Essl, F., Evans, T., Gaertner, M., Hulme, P.E., Kuhn, I., Mru- € gała, A., Pergl, J., Pysek, P., Rabitsch, W., Ricciardi, A., Richardson, D.M., Sendek, A., Vil a, M., Winter, M. & Kumschick, S. (2014) Defining the impact of non-invasive species. *Conservation Biology*, (in press) DOI: 10.1111/ cob.12299

Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H. & Jackson, J.B.C. (2006) Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312, 1806–1809.

Lyons, D. & Scheibling, R.E. (2007) Differences in somatic and gonadic growth of sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*) fed kelp (*Laminaria longicruris*) or the invasive alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* are related to energy acquisition. *Marine Biology*, 152, 285– 295.

Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, et al. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol Appl* 10: 689–710

Mann, K. (1973) Seaweeds: their productivity and strategy for growth. *Science*, 182, 975–981.

Maggi E, Benedetti-Cecchi L, Castelli A et al. (2015) Ecological impacts of invading seaweeds: a meta-analysis of their effects at different trophic levels. *Diversity and Distributions*, 21, 1–12.

Meybeck M. (2003). Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 358(1440), 1935–1955.

Miteco (Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico) Ministerio de España: 3. Impactos sobre los ecosistemas acuáticos continentales (2004) https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/03_ecosistemas_acuaticos_2_tcm30-178494.pdf

Miteco (Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico) Ministerio de España: 4.Impacto sobre los ecosistemas marinos y el sector pesquero(2004) https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/04_eco_marino_y_pesquero_2_tcm30-178495.pdf

Molnar, J. L., Gamboa, R. L., Revenga, C., & Spalding, M. D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9), 485-492.

Orth, R.J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck, K.L. Jr, Hughes, A.R., Kendrick, C.A., Judson Kenworthy, W., Olyarnik, S., Short, F.T., Waycott, M. & Williams, S.L. (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*, 56, 987–996.

Occhipinti-Ambrogi A. (2007). Global change and marine communities: alien species and climate change. *Marine pollution bulletin*, 55(7-9), 342–352.

Pacciardi, L., De Biasi, A.M. & Piazzzi, L. (2011) Effects of *Caulerpa racemosa* invasion on soft-bottom assemblages in the Western Mediterranean Sea. *Biological Invasions*, 13, 2677–2690

Parker, I.M. et al. (1999) Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1, 3–19.

Pereda-Briones, L., Tomas, F., & Terrados, J. (2018). Field transplantation of seagrass (*Posidonia oceanica*) seedlings: Effects of invasive algae and nutrients. *Marine pollution bulletin*, 134, 160–165.

Powell, K.I., Chase, J.M. & Knight, T.M. (2011) A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. *American Journal of Botany*, 98, 539–548.

Rey Benayas, J. M., Newton, A. C., Diaz, A., & Bullock, J. M. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* (New York, N.Y.), 325(5944), 1121–1124.

Ruiz GM, Carlton JT, Grosholz ED, and Hines AH. 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *Am Zool* 37: 621–32.

Schaffelke, B. & Hewitt, C.L. (2007) Impacts of introduced seaweeds. *Botanica Marina*, 50, 397e417.

Schmidt, A.L. & Scheibling, R.E. (2007) Effects of native and invasive macroalgal canopies on composition and abundance of mobile benthic macrofauna and turf-forming algae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 341, 110–130.

Siddon, C.E. & Witman, J.D. (2004) Behavioral indirect interactions: multiple predator effects and prey switching in the rocky subtidal. *Ecology*, 85, 2938–2945.

Siguan M.A.R. (2002) Review of Non-Native Marine Plants in the Mediterranean Sea. In: Leppäkoski E., Gollasch S., Olenin S. (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Springer, Dordrecht

Taylor, S.L., Bishop, M.J., Kelaher, B.P. & Glasby, T.M. (2010) Impacts of detritus from the invasive alga *Caulerpataxifolia* on a soft sediment community. *Marine Ecology Progress Series*, 420, 73–81.

Terlizzi, A., Felling, S., Lionetto, M.G., Caricato, R., Perfetti, V., Cutignano, A. & Mollo, E. (2011) Detrimental physiological effects of the invasive alga *Caulerpa racemosa* on the Mediterranean white seabream *Diplodus sargus*. *Aquatic Biology*, 12, 109–117.

Thomsen, M.S., Wenberg, T., Tuya, F. & Silliman, B.R. (2009) Evidence for impacts of nonindigenous macroalgae: a meta-analysis of experimental field studies. *Journal of Phycology*, 45, 812–819.

Thomsen, M.S., Byers, J.E., Schiel, D.R., Bruno, J.F., Olden, J.D., Wernberg, T. & Silliman, B.R. (2014) Impacts of marine invaders on biodiversity depend on trophic position and functional similarity. *Marine Ecology Progress Series*, 495, 39–47.

Tomas, F., Box, A. & Terrados, J. (2011) Effects of invasive seaweeds on feeding preference and performance of a keystone Mediterranean herbivore. *Biological Invasions*, 13, 1559–1570.

Trowbridge, C.D. & Todd, C.D. (2001) Host-plant change in marine specialist herbivores: ascoglossan sea slugs on introduced macroalgae. *Ecological Monographs*, 71, 219–243.

Vil a, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarosik, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y. & Pysek, P. (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a metaanalysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14, 702–708

Williams, S.L. & Smith, J.E. (2007) A global review of distribution, taxonomy and impacts of introduced seaweeds. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*, 38, 327–359.

Wood, K. A., O'Hare, M. T., McDonald, C., Searle, K. R., Daunt, F., & Stillman, R. A. (2017). Herbivore regulation of plant abundance in aquatic ecosystems. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 92(2), 1128–1141.

Zhao, J., Jiang, P., Qiu, R., Ma, Y., Wu, C., Fu, H., Chen, H., & Li, F. (2018). The Yellow Sea green tide: A risk of macroalgae invasion. *Harmful algae*, 77, 11–17.