



UCP	6
UCS	6.4
N° albero	2
Specie	<i>Quercus robur</i>
Circonferenza a 1 m da terra (in cm)	125 cm
Georeferenziazione	484030E 5034849N
Situazione	In bosco abbastanza fitto
Localizzazione nella UCS	Foto
	

4. RISULTATI

Sono stati effettuati complessivamente 43 rilievi di BL su altrettanti forofiti situati nelle 22 UCS rilevabili. Nelle stazioni di rilevamento del monitoraggio 2012-2014, proprio come in quel monitoraggio triennale, sono state campionate solamente 10 delle 12 UCS totali (per un totale di 19 alberi), in quanto in 2 di esse non è stata riscontrata la presenza di forofiti con caratteristiche idonee al rilievo di BL. In tutte le 12 UCS aggiuntive selezionate sulla sponda orientale del Ticino per il monitoraggio 2020 è stato invece possibile individuare e rilevare 2 forofiti idonei (per un totale di 24 alberi).

4.1. Elenco floristico e analisi della ricchezza specifica

Premessa

Per ognuna delle specie rilevate vengono riportate in Tab. 4.1.1 le informazioni utilizzate nell'analisi della florula, relative a:

- **Forma di crescita** – riportata secondo ITALIC (Nimis & Martellos, 2020); le forme di crescita contemplate sono: leprosa (Lep), crostosa (Cr), squamulosa (Sq), foliosa a lobi stretti 'tipo *Physcia*' (Fol.s), foliosa a lobi larghi 'tipo *Parmelia*' (Fol.l), fruticosa (Fr), composta (tallo primario crostoso o squamuloso con strutture fruticose chiamate podezi, es. nel gen. *Cladonia*) (Cl).
- **Fotobionte** – riportata secondo ITALIC (Nimis & Martellos, 2020); i fotobionti contemplati sono: alghe verdi clorococcoidi (Ch), alghe verdi trentepohlioidi (Tr).
- **Strategia riproduttiva** – riportata secondo ITALIC (Nimis & Martellos, 2020); le strategie riproduttive possono essere sessuate (S) (tramite apotecii o tramite peritecii) o asessuate (tramite isidi (Ai) o tramite soredi (As)). La presenza di riproduzione sessuata non esclude quella asessuata e viceversa, ma generalmente ciascuna specie ne privilegia un tipo solo.
- **Indici ecologici** – riportati secondo ITALIC (Nimis & Martellos, 2020). **pH**: pH del substrato. Valori dell'indice: 1: substrato molto acido; 2: substrato piuttosto acido; 3: substrato subneutro; 4: substrato piuttosto basico; 5: substrato basico. **L**: fotofitismo. Valori dell'indice: 1: molto sciofitico; 2: piuttosto sciofitico; 3: moderatamente fotofitico; 4: piuttosto fotofitico; 5: molto fotofitico. **U**: igro-xerofitismo. Valori dell'indice: 1: igrofitico; 2: piuttosto igrofitico; 3: mesofitico; 4: piuttosto xerofitico; 5: xerofitico. **N**: tolleranza all'eutrofizzazione. Valori dell'indice:

1: anitrofitico; 2: moderatamente nitrofitico; 3: piuttosto nitrofitico; 4: molto nitrofitico; 5: estremamente nitrofitico.

- **Poleotolleranza** – riportata secondo ITALIC (Nimis & Martellos, 2020), indica il grado di tolleranza delle specie all'antropizzazione e le loro preferenze per il grado di naturalità dell'ambiente. Valori dell'indice: 0: specie tipiche di alberi vecchi in foreste vecchie ed indisturbate; 1: specie di ambienti poco o non antropizzati, con elevata naturalità; 2: specie di ambienti moderatamente antropizzati; 3: specie di ambienti fortemente antropizzati.
- **Corologia** – areale di distribuzione della specie in Europa, riportato secondo Wirth et al. (2013): **art**: artico; **bor**: boreale; **sbor**: sud-boreale; **temp**: centroeuropeo (temperato); **stemp**: sud-centroeuropeo (sud-temperato); **sbmed**: submediterraneo; **med**: mediterraneo.
- **Frequenza nella regione fitoclimatica submediterranea** – l'area di studio rientra nella fascia submediterranea, caratterizzata da vegetazione climax potenziale dominata da *Quercus spp.*; la diffusione delle specie in questa regione fitoclimatica è riportata secondo ITALIC (Nimis & Martellos, 2020) e considerata secondo le seguenti classi: **ER**: estremamente raro; **VR**: molto raro; **R**: raro; **RR**: piuttosto raro; **RC**: piuttosto comune; **C**: comune; **VC**: molto comune; **EC**: estremamente comune.
- **Presenza nella Lista Rossa** – per l'Italia esiste una Lista Rossa dei licheni epifiti (Nascimbene et al. 2013) alla quale si è fatto riferimento per evidenziare la presenza di eventuali elementi di valore conservazionistico. L'unica specie di Lista Rossa rinvenuta è stata assegnata alla categoria **NT** = *near-threatened* ("prossima alla minaccia").

Specie di identificazione problematica

Cladonia spp. – Analogamente a quanto verificatosi nei monitoraggi degli anni 2012-2014, in più rilievi è stato osservato solamente il tallo primario squamuloso di *Cladonia* sp., in base al quale non è possibile risalire all'identificazione certa della specie. Le due specie possibili sono *C. coniocraea* e *C. fimbriata*, entrambe presenti e frequenti nell'area di studio ma discriminabili solo mediante l'osservazione del tallo secondario – podezi – mancante in questi casi. Dal momento che le due specie presentano ecologia e distribuzione molto simili, indici ecologici e corologia sono stati adattati in modo che siano

adeguati ad entrambe le specie, in linea con quanto operato nei precedenti anni di monitoraggio; in tal modo è possibile inserire il dato nell'analisi ecologica e corologica della flora e nella caratterizzazione ecologica delle stazioni.

Lepraria spp. – Nelle precedenti relazioni, riferite ai monitoraggi degli anni 2012, 2013 e 2014, era stata riportata *Lepraria incana* (L.) Ach., dal momento che, non essendo possibile effettuare le analisi chimiche necessarie per un'identificazione certa, si era fatto riferimento alla letteratura esistente sui licheni epifiti della Valle del Ticino. Ricerche recenti hanno consentito di verificare che nei boschi dominati da quercia in quest'area la specie di *Lepraria* più diffusa è invece *Lepraria finkii* (B. de Lesd.) R.C.Harris. Sulla base di questi nuovi dati si è deciso di riferire a *L. finkii* tutti gli esemplari rilevati nei boschi dominati da *Q. robur*, compresi quelli non direttamente sottoposti ad analisi chimiche. Gli esemplari rilevati in ambienti più aperti sono stati invece riferiti a *Lepraria* sp.

Elenco floristico

	FC	F	R	pH	L	U	N	P	C	SM	LR
<i>Amandinea punctata</i> (Hoffm.) Coppins & Scheid.	Cr	Ch	S	1-3	4-5	3-4	2-4	1-3	(art)bor-med	RC	-
<i>Arthonia</i> sp.	Cr	Tr	S	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Candelaria concolor</i> (Dicks.) Stein	Fol.s	Ch	As	3-4	4-5	3-4	3-5	1-3	bor-med	VC	-
<i>Candelariella xanthostigma</i> (Ach.) Lettau	Cr	Ch	S	2-3	3-5	3	2-3	1-3	(art)bor-med	VC	-
<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr.	Cl	Ch	As	1-3	3-4	2-3	1-3	1-2	art-med	C	-
<i>Cladonia</i> sp.	Sq	Ch	-	2-3	3-4	2-3	1-3	1-2	-	-	-
<i>Diarthonia spadicea</i> (Leight.) Frisch et al.	Cr	Tr	S	2-3	2-3	1-3	1-2	0	sbor-submed	ER	NT
<i>Hyperphyscia adglutinata</i> (Flörke) H.Mayrhofer & Poelt	Fol.s	Ch	As	3-5	4-5	3-4	3-5	1-3	temp-med	VC	-
<i>Lecanora expallens</i> Ach.	Cr	Ch	As	1-2	3-4	2-3	1-2	1-2	sbor-med	C	-
<i>Lepraria finkii</i> (B. de Lesd.) R.C.Harris	Lep	Ch	As	2-4	2-4	1-3	1-2	1-3	bor-sbmed	RR	-
<i>Lepraria</i> sp.	Lep	Ch	As	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Physcia adscendens</i> (Fr.) H.Olivier	Fol.s	Ch	As	3-5	4-5	3-4	3-5	1-3	(art)bor-med	EC	-
<i>Pseudoschismatomma rufescens</i> (Pers.) Ertz & Tehler	Cr	Tr	S	2-3	2-3	1-2	1	1	sbor-temp-submed	R	-
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th.Fr.	Fol.l	Ch	S	2-4	3-4	3-4	3-4	1-3	bor-med	EC	-

Tabella 4.1.1. Elenco floristico e caratteristiche delle specie rilevate. FC: forma di crescita. F: fotobionte. R: strategia riproduttiva. pH: indice di pH del substrato. L: indice di fotofitismo. U: indice di igro-xerofitismo. N: indice di tolleranza all'eutrofizzazione. P: indice di poleofobia. C: corologia. SM: frequenza nella regione fitoclimatica submediterranea. LR: presenza nella Lista Rossa dei licheni epifiti italiani.

Di particolare interesse è il ritrovamento di *Diarthonis spadicea*, specie inserita nella Lista Rossa come “prossima alla minaccia” (*near-threatened*) (Nascimbene et al. 2013) e indicata da Nimis & Martellos (2020) come tipica di foreste ben conservate e con buona naturalità. È stata rilevata prevalentemente sulla sponda orientale del Ticino, nell’area della Fagiana (UCS 4.1, 5.2, 5.4), ma anche a Trecate, su uno degli alberi selezionati in sostituzione degli alberi del monitoraggio 2012-2014 non più ritrovati (UCS 1.2), quindi proprio in una delle UCS più prossime alla raffineria. *Diarthonis spadicea* non era riportata nell’ormai datata checklist dei licheni del Parco del Ticino (Valcuvia Passadore et al. 2002), ma era stata trovata in anni recenti anche in altri boschi ben conservati nella parte centro-meridionale della Valle del Ticino (Gheza et al., in prep.).

Numero e frequenza delle specie rilevate

Il numero di specie presenti nei rilievi, 14 nel complesso, risulta esiguo in confronto alle 74 specie epifite censite nel Parco da Valcuvia-Passadore et al. (2002) e alle 67 rilevate nell'ambito del progetto di biomonitoraggio effettuato nel Parco da Casarini et al. (1995, 2000); tuttavia, le succitate ricerche si sono svolte sull'intera estensione del Parco, e non solo in una porzione limitata come l'area di studio qui considerata.

In tab. 4.1.2 e in fig. 4.1.1 è sintetizzato il numero di specie presenti nelle diverse UCP, mentre la frequenza percentuale delle specie licheniche è sintetizzata in fig. 4.1.2. e le frequenze assolute e percentuali nelle UCP sono riportate rispettivamente nelle tabb. 4.1.3 e 4.1.4.

Frequenza assoluta	UCP 1	UCP 2	UCP 3	UCP 4	UCP 5	UCP 6	tot.
<i>Amandinea punctata</i>			+	+			2
<i>Arthonia sp.</i>		+					1
<i>Candelaria concolor</i>	+	+	+				3
<i>Candelariella xanthostig.</i>	+	+	+	+	+	+	6
<i>Cladonia fimbriata</i>	+	+		+			3
<i>Cladonia sp.</i>	+			+			2
<i>Diarthonis spadicea</i>	+			+	+		3
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>		+		+			2
<i>Lecanora expallens</i>	+	+	+	+	+	+	6
<i>Lepraria finkii</i>	+	+	+	+	+	+	6
<i>Lepraria sp.</i>				+	+	+	3
<i>Physcia adscendens</i>		+	+	+			3
<i>Pseudoschismatomma</i>				+	+	+	3

Frequenza assoluta	UCP 1	UCP 2	UCP 3	UCP 4	UCP 5	UCP 6	tot.
<i>ruf.</i>							
<i>Xanthoria parietina</i>		+					1
N° di specie tot. per UCP	7	9	6	11	6	5	

Tabella 4.1.2: presenza (+) e numero delle specie per UCP e in ogni UCP.

Frequenza assoluta	UCP 1	UCP 2	UCP 3	UCP 4	UCP 5	UCP 6	tot.
<i>Amandinea punctata</i>	0	0	1	1	0	0	2
<i>Arthonia sp.</i>	0	20	0	0	0	0	20
<i>Candelaria concolor</i>	3	6	15	0	0	0	24
<i>Candelariella xanthostig.</i>	3	31	4	51	19	21	129
<i>Cladonia fimbriata</i>	11	6	0	2	0	0	19
<i>Cladonia sp.</i>	1	0	0	2	0	0	3
<i>Diarthonis spadicea</i>	3	0	0	2	32	0	37
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	0	4	0	1	0	0	5
<i>Lecanora expallens</i>	9	21	7	52	14	27	130
<i>Lepraria finkii</i>	79	113	59	34	91	88	464
<i>Lepraria sp.</i>	0	0	0	63	23	21	107
<i>Physcia adscendens</i>	0	1	14	1	0	0	16
<i>Pseudoschismatomma ruf.</i>	0	0	0	10	12	13	35
<i>Xanthoria parietina</i>	0	1	0	0	0	0	1
N° di maglie rilevabili	120	160	100	160	160	160	860

Tabella 4.1.3: frequenza assoluta delle specie licheniche nelle UCP, calcolata come numero di maglie in cui la specie è stata rilevata.

Frequenza assoluta	UCP 1	UCP 2	UCP 3	UCP 4	UCP 5	UCP 6	tot.
<i>Amandinea punctata</i>	0	0	1.0	0.6	0	0	0.2
<i>Arthonia sp.</i>	0	12.5	0	0	0	0	2.3
<i>Candelaria concolor</i>	2.5	3.8	15.0	0	0	0	2.8
<i>Candelariella xanthostig.</i>	2.5	19.4	4.0	31.9	11.9	13.1	15.0
<i>Cladonia fimbriata</i>	9.2	3.8	0	1.3	0	0	2.2
<i>Cladonia sp.</i>	0.8	0	0	1.3	0	0	0.3
<i>Diarthonis spadicea</i>	2.5	0	0	1.3	20.0	0	4.3
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	0	2.5	0	0.6	0	0	0.6
<i>Lecanora expallens</i>	7.5	13.1	7.0	32.5	8.8	16.9	15.1
<i>Lepraria finkii</i>	65.8	70.6	59.0	21.3	56.9	55.0	54.0
<i>Lepraria sp.</i>	0	0	0	39.4	14.4	13.1	12.4

Frequenza assoluta	UCP 1	UCP 2	UCP 3	UCP 4	UCP 5	UCP 6	tot.
<i>Phycia adscendens</i>	0	6.0	14.0	0.6	0	0	1.9
<i>Pseudoschismatomma ruf.</i>	0	0	0	6.3	7.5	8.1	4.1
<i>Xanthoria parietina</i>	0	0.6	0	0	0	0	0.1
N° di maglie rilevabili	120	160	100	160	160	160	860

Tabella 4.1.4: frequenza percentuale delle specie licheniche nelle UCP, calcolata come (n. maglie presenza nell'UCS / n. maglie totali rilevate nell'UCS) x 100.

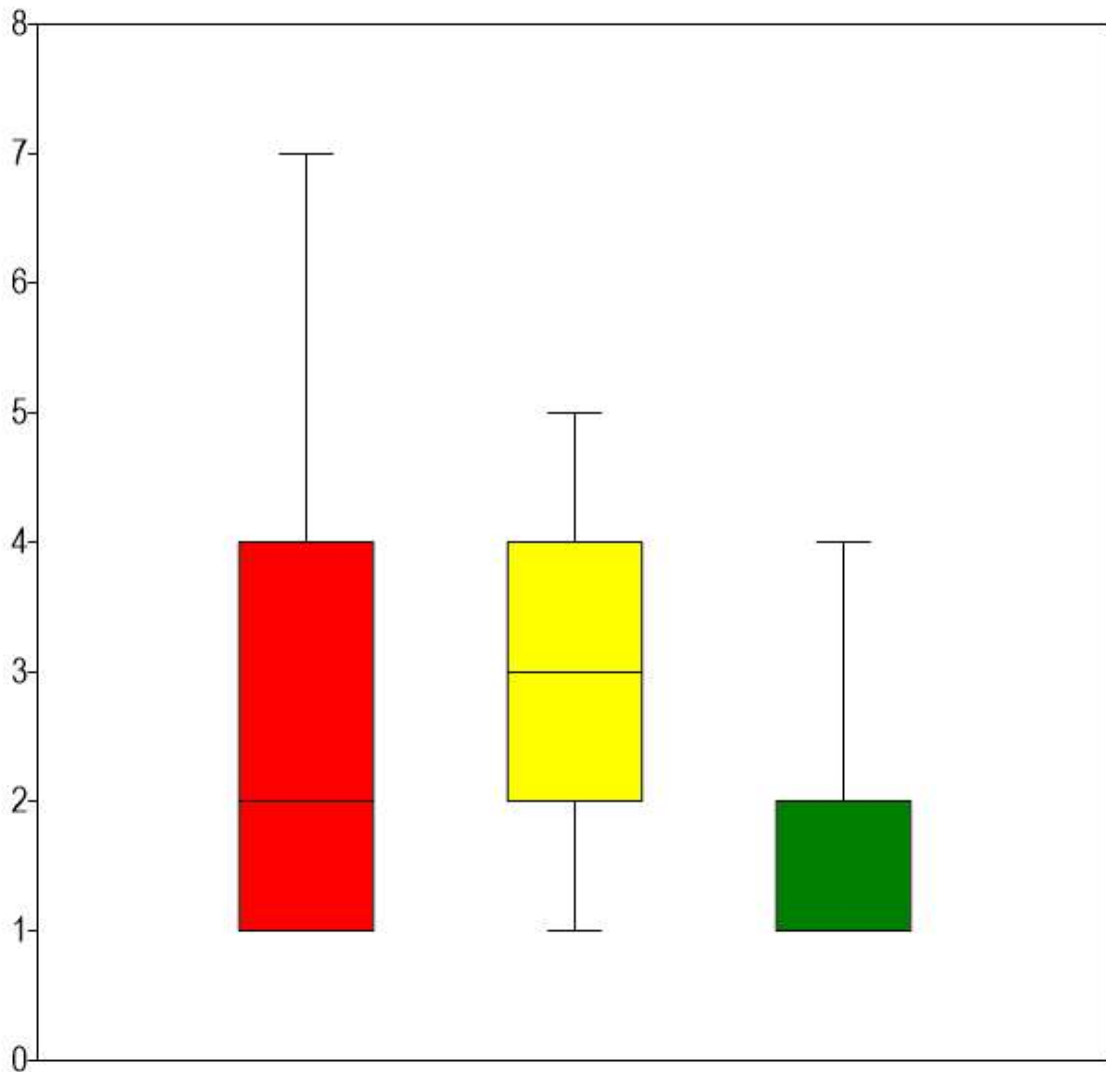


Figura 4.1.1: confronto tra il numero di specie rilevate nelle UCS 1+2 (rosso), 4+5 (giallo) e 3+6 (verde). Una differenza statisticamente significativa è stata dimostrata dal test di Kruskal-Wallis solamente tra 4+5 e 3+6.

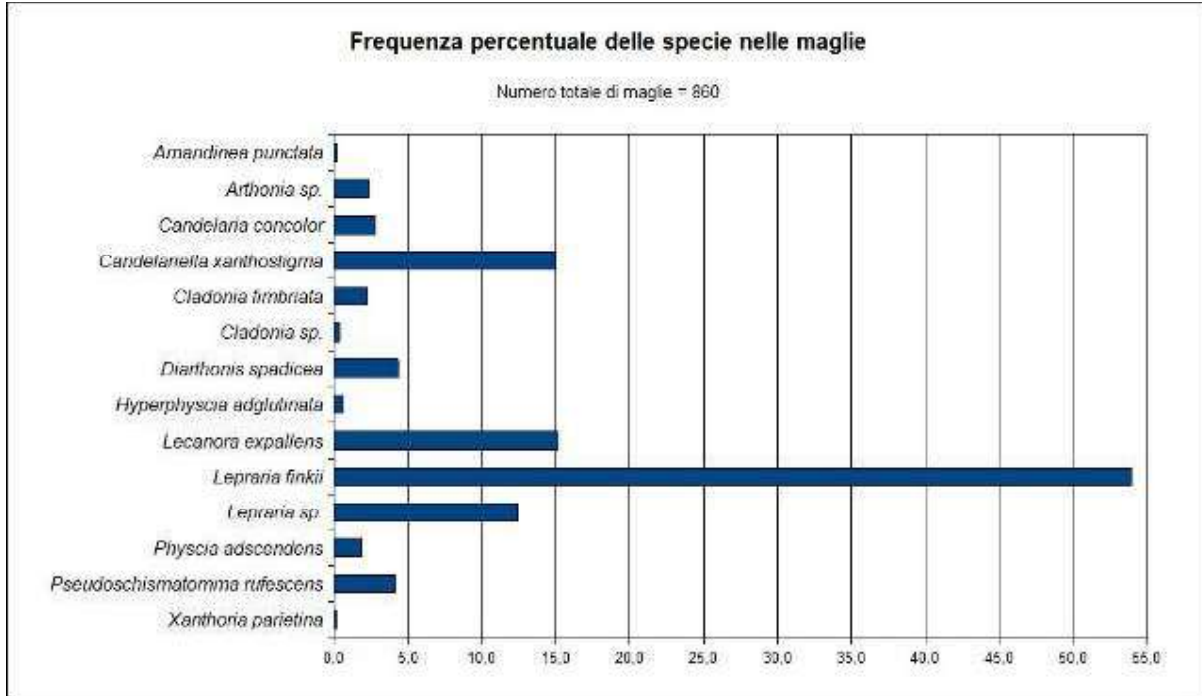


Fig. 4.1.2: frequenza percentuale delle specie nelle 860 maglie rilevate.

4.2. Analisi della florula lichenica

Lo spettro delle forme di crescita (fig. 4.2.1) è nettamente dominato dalle specie crostose, a cui seguono quelle fogliose e leprose, mentre le due forme di crescita riferibili a *Cladonia* occupano una parte minoritaria dello spettro.

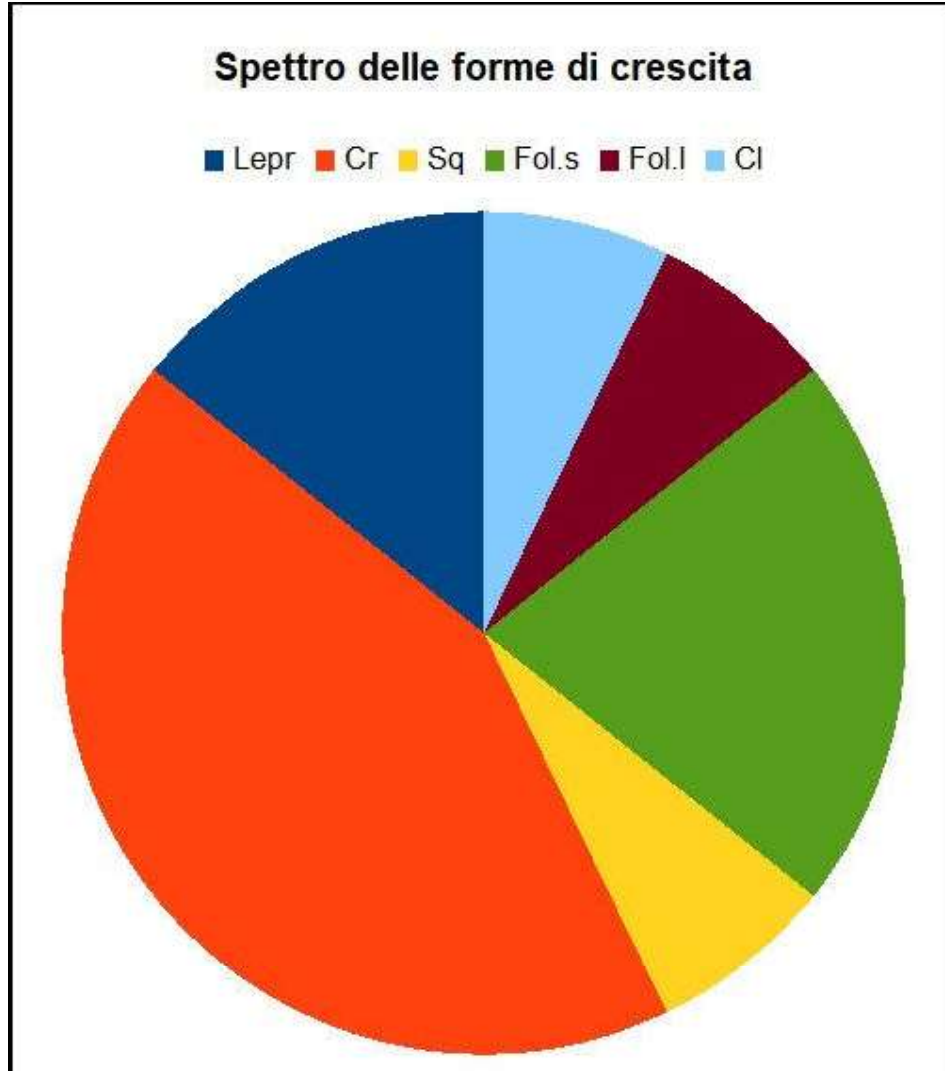


Figura 4.2.1: spettro delle forme di crescita.

Per quanto riguarda il fotobionte (fig. 4.2.2), la maggior parte delle specie include un'alga verde clorococcoide, mentre solamente poche specie includono invece un'alga trentepohliode.

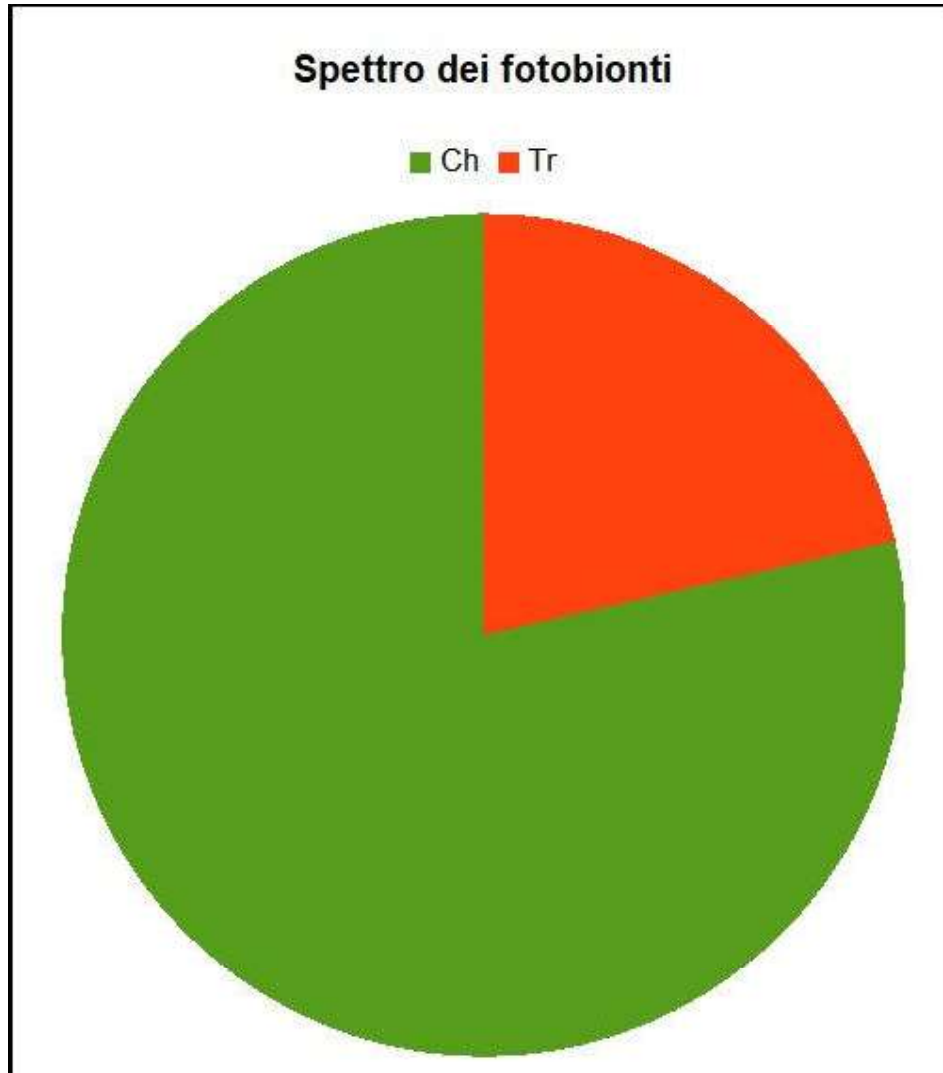


Figura 4.2.2: spettro dei fotobionti.

Per quanto riguarda le strategie riproduttive (fig. 4.2.3), leggermente più diffusa è quella asessuata tramite soreli o altri propaguli simili a soreli, mentre poco meno di metà delle specie rilevate privilegiano la riproduzione sessuata; non sono state rilevate specie che si riproducano principalmente tramite isidi.

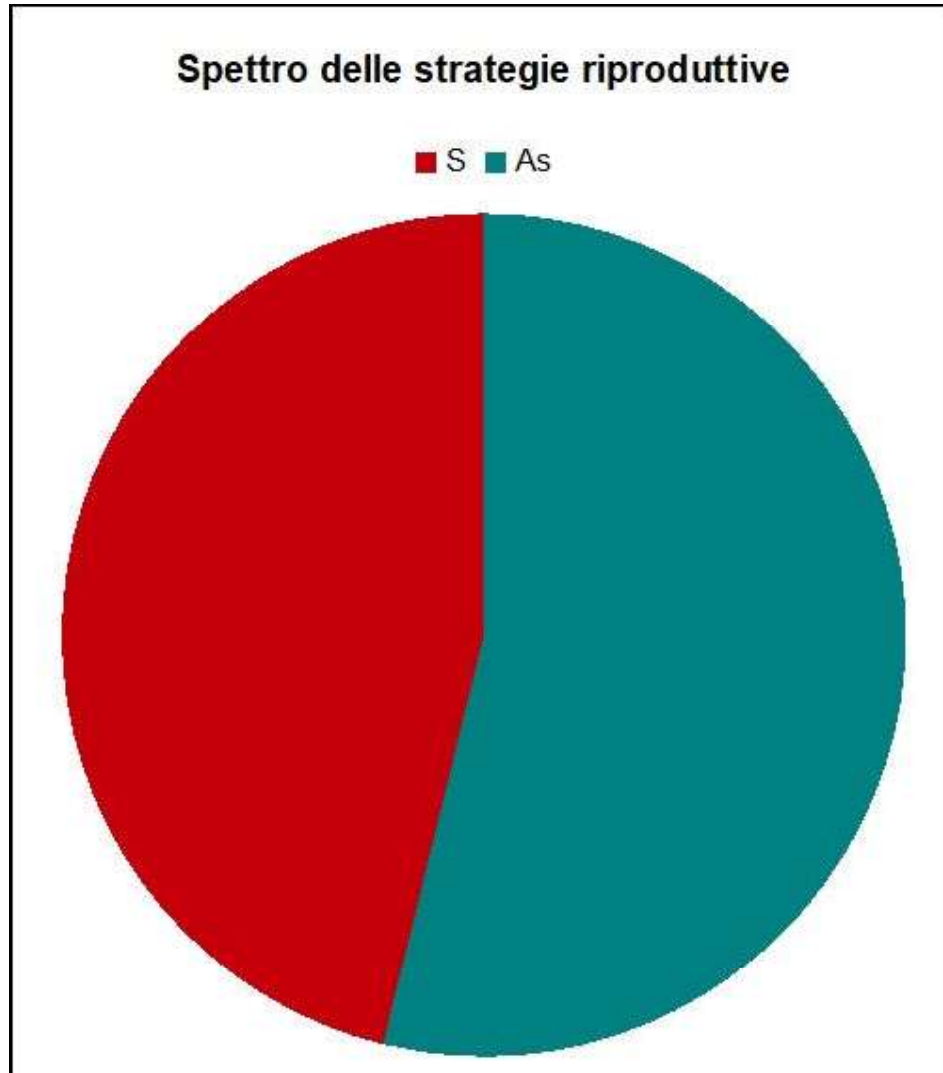


Figura 4.2.3: spettro delle strategie riproduttive.

Per quanto riguarda gli indici ecologici relativi alla florula (fig. 4.2.4) si evince quanto segue, molto similmente ai precedenti anni di indagine.

I risultati relativi all'indice di pH sono conformi all'atteso, avendo campionato su scorza di *Quercus robur*, che ha pH subacido; infatti, la maggioranza delle specie si sviluppa preferenzialmente su substrati tra subacidi e subneutri, con preferenze minori per acidità e basicità troppo pronunciate.

I risultati dell'analisi dell'indice di illuminazione mostrano una tendenza generale verso un fotofitismo da moderato a forte.

I risultati dell'analisi dell'indice di umidità mostrano una tendenza all'assestamento sul mesofitismo, con pochi elementi tendenti a uno xerofitismo moderato e ancora meno elementi tendenti a un moderato igrofitismo.

I risultati dell'analisi dell'indice di nitrofitismo mostrano una tendenza poco marcata a preferire situazioni intermedie tra anitrofitismo e nitrofitismo marcato, ma, come si nota dal grafico, la florula è composta da elementi piuttosto differenziati relativamente a questo indice.

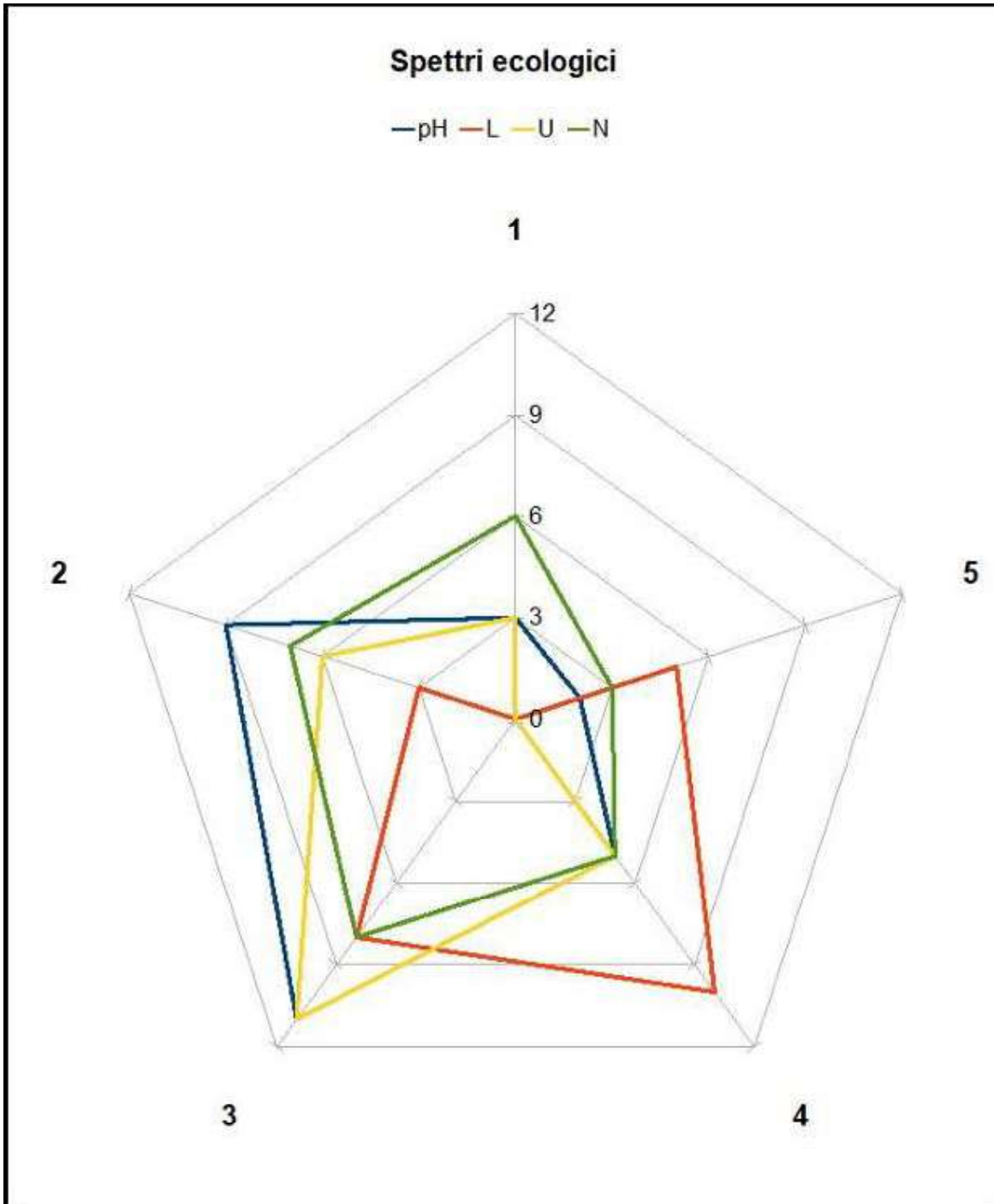


Figura 4.2.4: spettri ecologici relativi ai 4 parametri ecologici pH, L, U e N.

Infine, l'analisi dell'indice di poleotolleranza (fig. 4.2.5) mostra una prevalenza non marcata ma comunque evidente di specie con preferenze tese ad ambienti con buona naturalità, mentre un numero minore di specie è in grado di sopportare alterazioni ambientali pronunciate. Degna di nota la presenza di una specie (*Diarthonis spadicea*) con indice pari a 0, che indica specie tipiche di foreste ben conservate e con buona continuità ecologica.

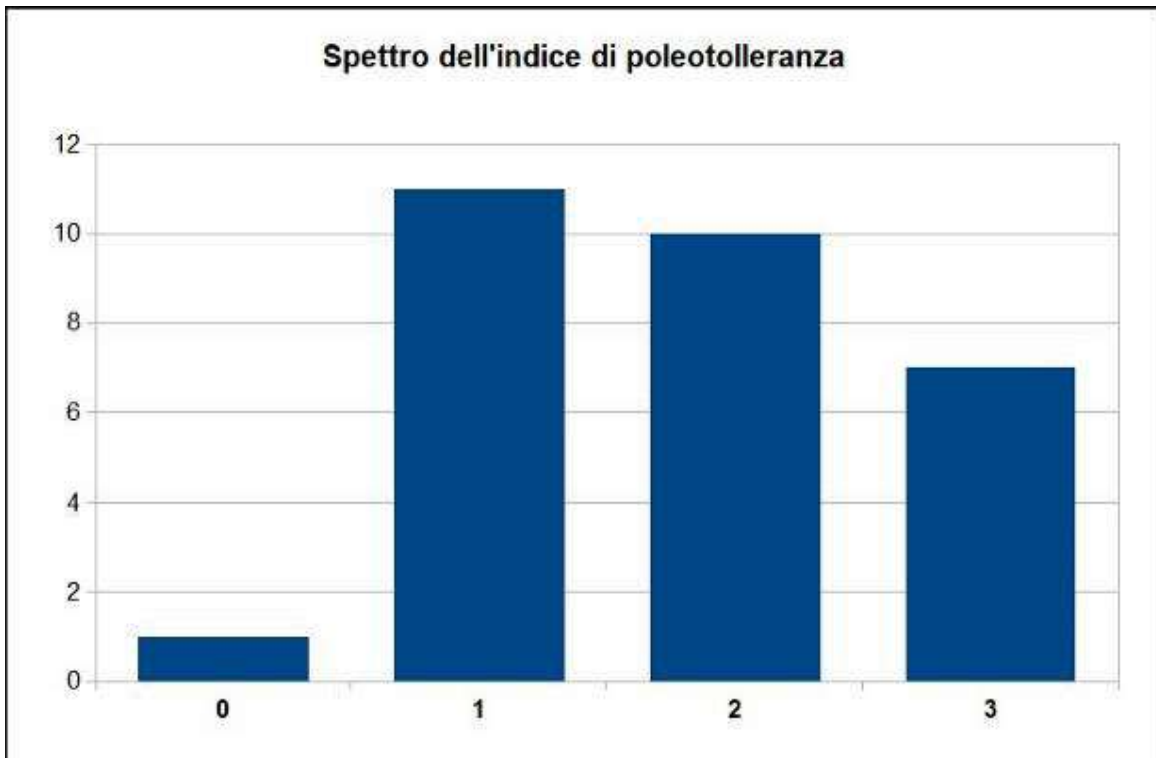


Figura 4.2.5: spettro dell'indice di poleotolleranza.

L'analisi dello spettro corologico (fig. 4.2.6) mostra la netta prevalenza di specie a distribuzione temperato-mediterranea, con alcuni elementi che si spingono fino alle zone boreale ed artica.

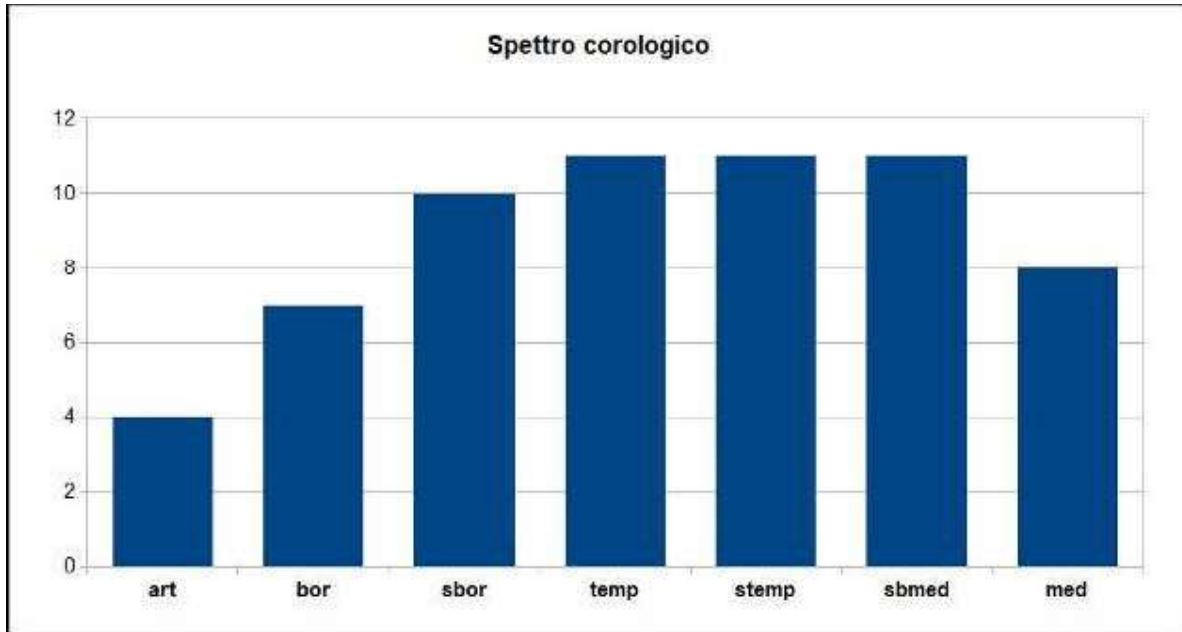


Figura 4.2.6: spettro corologico.

In merito alla diffusione delle specie nella regione fitogeografica submediterranea (fig. 4.2.7), si osserva la presenza di una specie estremamente rara (*Diarthonis spadicea*), mentre tutte le altre sono marcatamente meno rare.

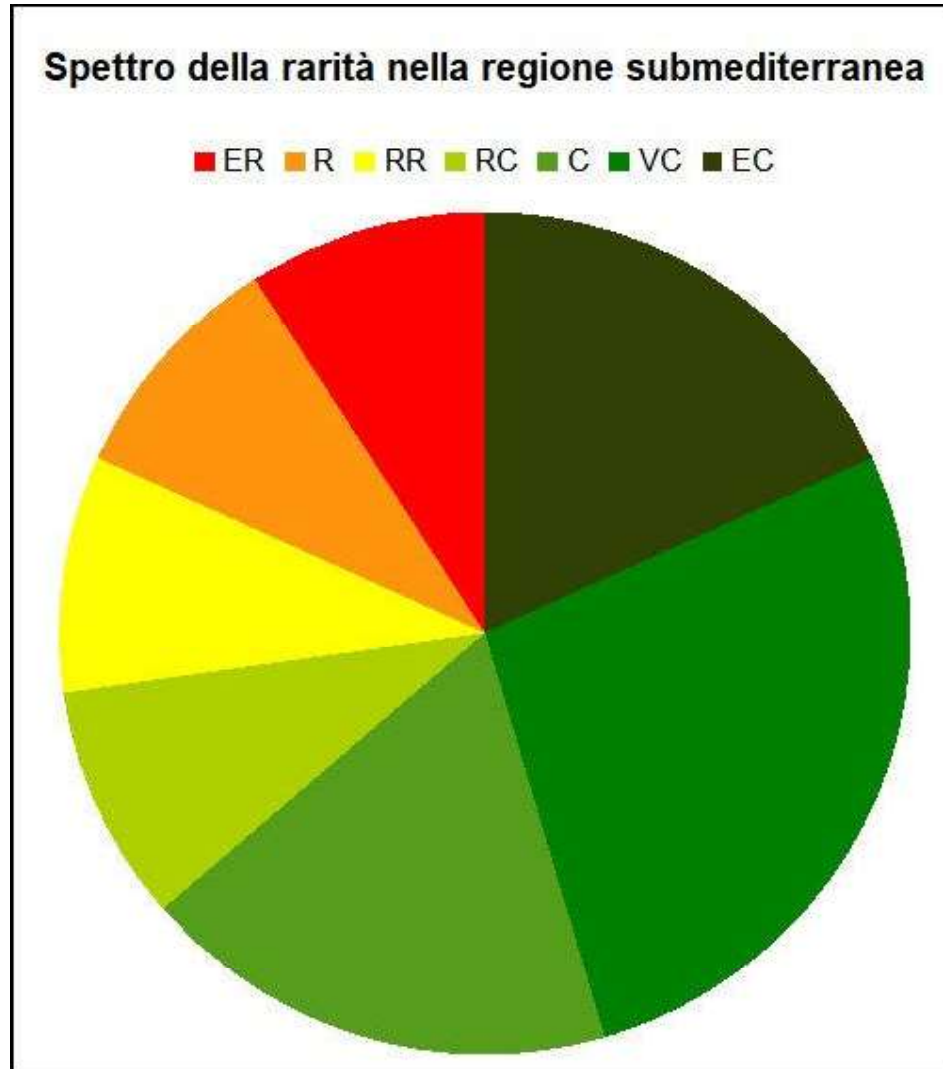


Figura 4.2.7: diffusione delle specie nella regione fitogeografica submediterranea.

4.3. Indici di BL

Calcolo degli indici di BL e attribuzione delle stazioni alle classi di naturalità/alterazione

Gli indici di BL sono stati elaborati con la procedura di ANPA (2001), calcolando innanzitutto il BL di ciascun punto cardinale di ogni singolo albero; i BL dei 4 punti cardinali sono poi stati sommati per ottenere il valore di BL dell'albero. Il BL complessivo delle UCS e delle UCP è stato calcolato con la media aritmetica tra i BL degli alberi facenti parti delle UCS e delle UCP rispettive.

Date l'estensione delle UCP e le differenze tra UCS interne alla medesima UCP, si consiglia di dare maggiore attenzione ai risultati ottenuti relativamente ai BL delle singole UCS.

Nella tabella 4.3.1 sono riportati i valori di BL calcolati per ogni albero, UCS ed UCP, con il colore corrispondente nella scala di naturalità/alterazione (v. cap. 2); le figg. 4.3.1-2 presentano una sintesi, sotto forma di grafico, relativamente alle singole UCP e UCS.

Stazione	Valore di BL	Colore
UCP 1	18,2 ± 3,87	Alterazione media
UCS 1.1	15,0 ± 2,83	Alterazione media
Albero 1	13	Alterazione alta
Albero 2	17	Alterazione media
UCS 1.2	17,0 ± 1,41	Alterazione media
Albero 1	16	Alterazione media
Albero 2	18	Alterazione media
UCS 1.4	22,5 ± 2,12	Alterazione media
Albero 1	21	Alterazione media
Albero 2	24	Alterazione media
UCP 2	25,5 ± 10,25	Alterazione media
UCS 2.1	36,5 ± 2,12	Naturalità media, alterazione bassa
Albero 1	38	Naturalità media, alterazione bassa
Albero 2	35	Naturalità media, alterazione bassa
UCS 2.2	31,5 ± 9,19	Naturalità media, alterazione bassa
Albero 1	38	Naturalità media, alterazione bassa
Albero 2	25	Alterazione media
UCS 2.3	14,0 ± 2,83	Alterazione alta
Albero 1	16	Alterazione media
Albero 2	12	Alterazione alta
UCS 2.4	20,0 ± 0,00	Alterazione media
Albero 1	20	Alterazione media
Albero 2	20	Alterazione media
UCP 3	20,0 ± 9,30	Alterazione media
UCS 3.1	20,0 ± 1,41	Alterazione media
Albero 1	21	Alterazione media
Albero 2	19	Alterazione media
UCS 3.3	34	Naturalità media, alterazione bassa
Albero 1	34	Naturalità media, alterazione bassa
UCS 3.4	13,0 ± 9,30	Alterazione alta
Albero 1	8	Alterazione alta
Albero 2	18	Alterazione media
UCP 4	27,3 ± 9,42	Alterazione media

Stazione	Valore di BL	Colore
UCS 4.1	16,5 ± 3,54	Alterazione media
Albero 1	14	Alterazione alta
Albero 2	19	Alterazione media
UCS 4.2	29,0 ± 7,07	Alterazione media
Albero 1	34	Naturalità media, alterazione bassa
Albero 2	24	Alterazione media
UCS 4.3	39,5 ± 0,71	Naturalità media, alterazione bassa
Albero 1	40	Naturalità media, alterazione bassa
Albero 2	39	Naturalità media, alterazione bassa
UCS 4.4	24,0 ± 0,00	Alterazione media
Albero 1	24	Alterazione media
Albero 2	24	Alterazione media
UCP 5	24,0 ± 7,67	Alterazione media
UCS 5.1	14,5 ± 0,71	Alterazione alta
Albero 1	15	Alterazione alta
Albero 2	14	Alterazione alta
UCS 5.2	23,5 ± 2,12	Alterazione media
Albero 1	25	Alterazione media
Albero 2	22	Alterazione media
UCS 5.3	28,0 ± 8,49	Alterazione media
Albero 1	34	Naturalità media, alterazione bassa
Albero 2	22	Alterazione media
UCS 5.4	30,0 ± 7,07	Alterazione media
Albero 1	35	Naturalità media, alterazione bassa
Albero 2	25	Alterazione media
UCP 6	21,3 ± 11,37	Alterazione media
UCS 6.1	37,5 ± 6,36	Naturalità media, alterazione bassa
Albero 1	42	Naturalità media, alterazione bassa
Albero 2	33	Naturalità media, alterazione bassa
UCS 6.2	19,0 ± 1,41	Alterazione media
Albero 1	20	Alterazione media
Albero 2	18	Alterazione media
UCS 6.3	9,0 ± 4,24	Alterazione alta
Albero 1	12	Alterazione alta
Albero 2	6	Alterazione alta
UCS 6.4	19,5 ± 0,71	Alterazione media
Albero 1	20	Alterazione media
Albero 2	19	Alterazione media

Tabella 4.3.1: valori di BL delle UCP, delle UCS e dei singoli alberi (media ± deviazione standard).

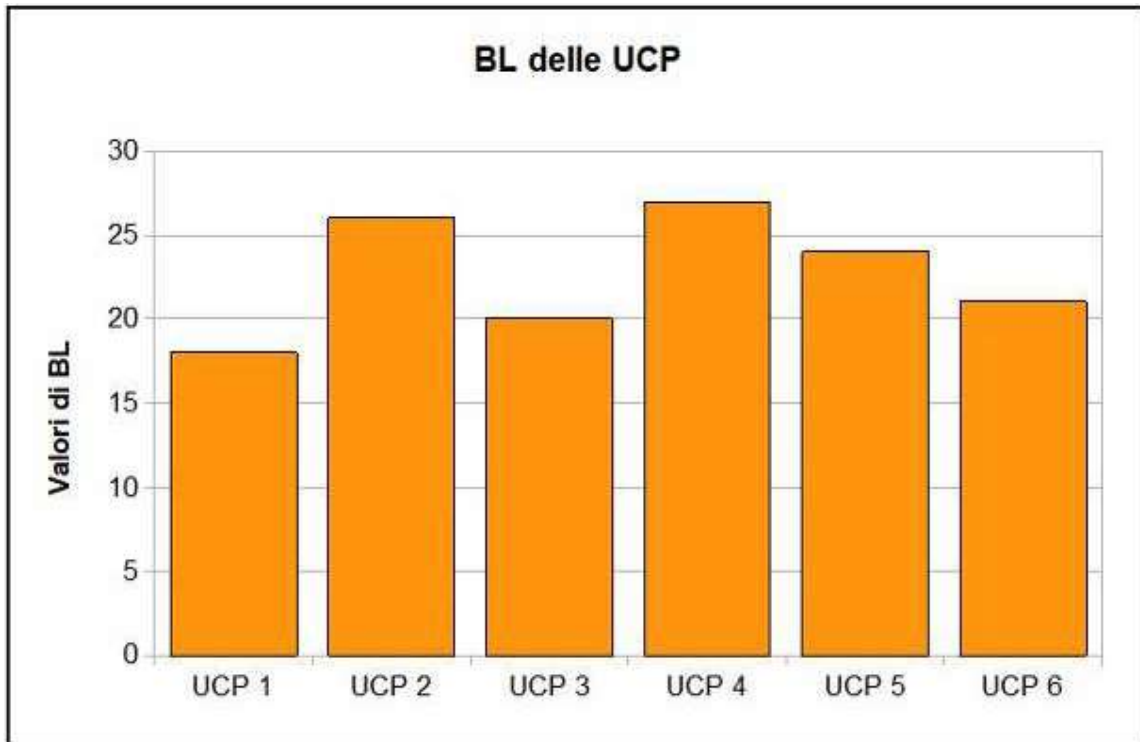


Figura 4.3.1: valori di BL delle UCP (il colore corrisponde alla classe di naturalità/alterazione).

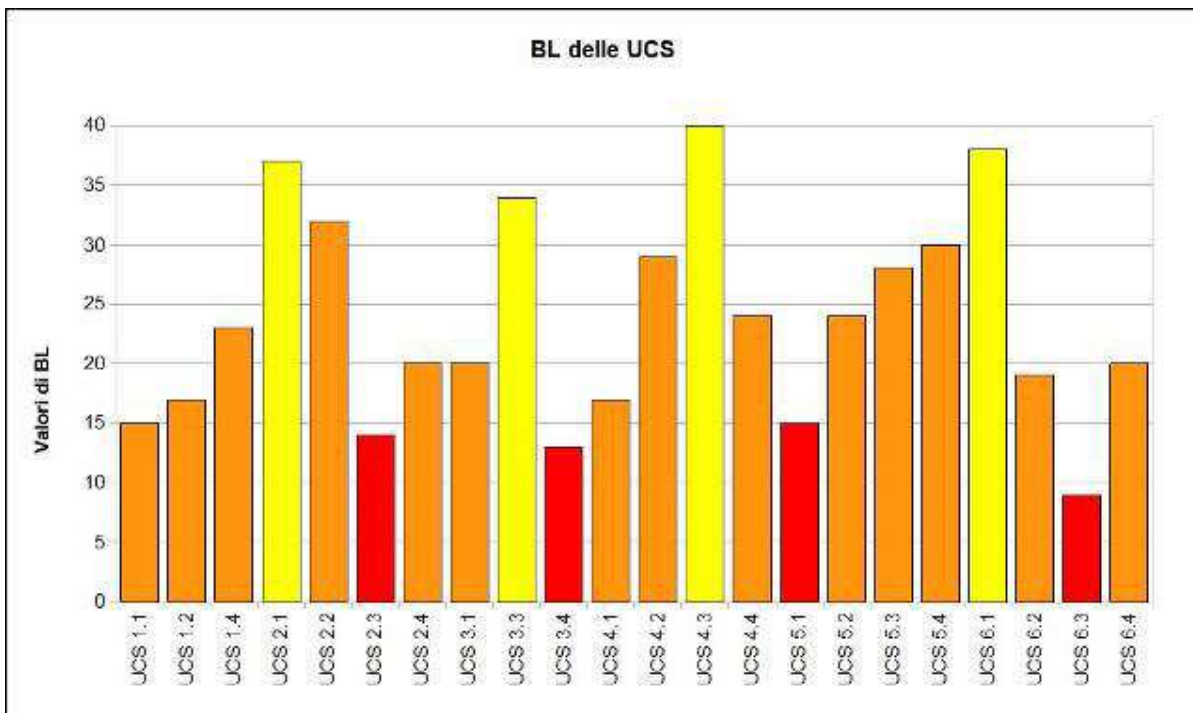


Figura 4.3.2: valori di BL delle UCS (il colore corrisponde alla classe di naturalità/alterazione).

Dal grafico in fig. 4.3.3, si osserva che nella maggior parte delle UCS rilevate le condizioni della biodiversità lichenica sembrano rispecchiare uno stato di alterazione media, mentre solamente in 2 UCS si ha un'alterazione bassa e in altrettante si è rilevata invece un'alterazione piuttosto elevata.

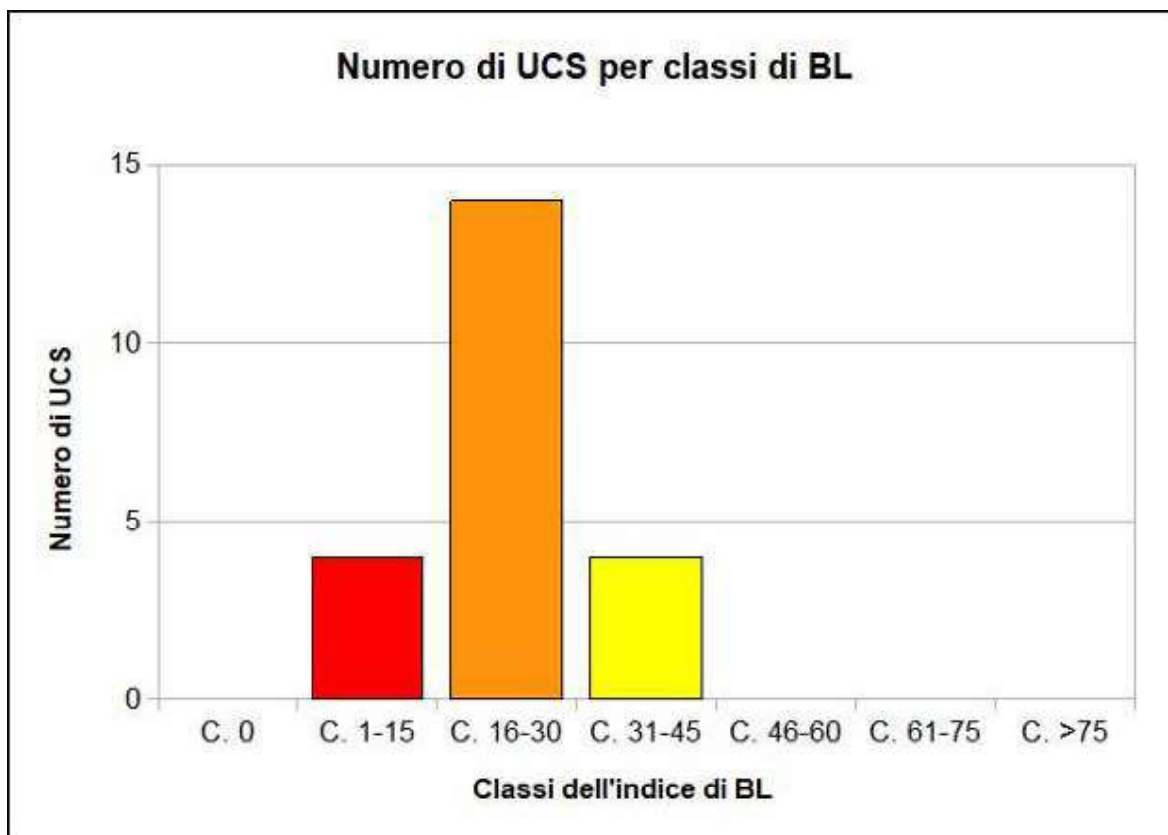


Figura 4.3.3: numero delle UCS per classe di BL (il colore corrisponde alla classe di naturalità/alterazione).

4.4. Caratterizzazione ecologica delle stazioni

Applicando agli indici ecologici il metodo di analisi pesata sulle frequenze descritto da Valcuvia-Passadore (1998) e ANPA (2001), si sono potute attribuire delle caratterizzazioni ecologiche alle diverse stazioni; i risultati sono esposti in tabella 4.4.1.

	pH	L	H	N
UCP 1	2.8	3.2	2.2	1.7
UCS 1.1	3.0	3.0	2.0	1.5
UCS 1.2	2.9	3.0	2.0	1.5
UCS 1.4	2.5	3.4	2.4	1.9
UCP 2	2.5	3.0	2.1	1.7
UCS 2.1	2.7	3.5	2.5	2.0
UCS 2.2	1.7	2.5	1.8	1.5

	pH	L	H	N
UCS 2.3	3.0	3.0	2.0	1.5
UCS 2.4	3.0	3.0	2.0	1.5
UCP 3	3.1	3.5	2.5	2.3
UCS 3.1	3.0	3.0	2.0	1.5
UCS 3.3	3.5	4.4	3.4	3.8
UCS 3.4	2.7	3.1	2.1	1.5
UCP 4	2.5	3.4	2.4	1.7
UCS 4.1	2.5	3.2	2.3	1.7
UCS 4.2	2.6	3.3	2.3	1.7
UCS 4.3	2.4	3.6	2.6	1.9
UCS 4.4	2.4	3.2	2.2	1.6
UCP 5	2.7	3.0	2.1	1.6
UCS 5.1	2.9	2.9	1.9	1.4
UCS 5.2	2.9	2.9	2.0	1.5
UCS 5.3	2.5	3.4	2.4	1.8
UCS 5.4	2.7	2.9	2.1	1.6
UCP 6	2.7	3.2	2.2	1.6
UCS 6.1	2.3	3.4	2.4	1.7
UCS 6.2	3.0	3.0	2.0	1.5
UCS 6.3	2.9	2.9	1.9	1.4
UCS 6.4	2.9	3.0	2.0	1.5

Tabella 4.4.1: caratterizzazione ecologica delle UCP e delle UCS.

Discutere l'ecologia delle stazioni a livello di UCP risulta eccessivamente dispersivo, pertanto alcune considerazioni possono essere fatte in merito alla caratterizzazione ecologica delle UCS. Un confronto tra i parametri ecologici delle diverse UCS, aggregate secondo la posizione geografica come descritto nel cap. 2, è esemplificato in fig. 4.4.1-5.

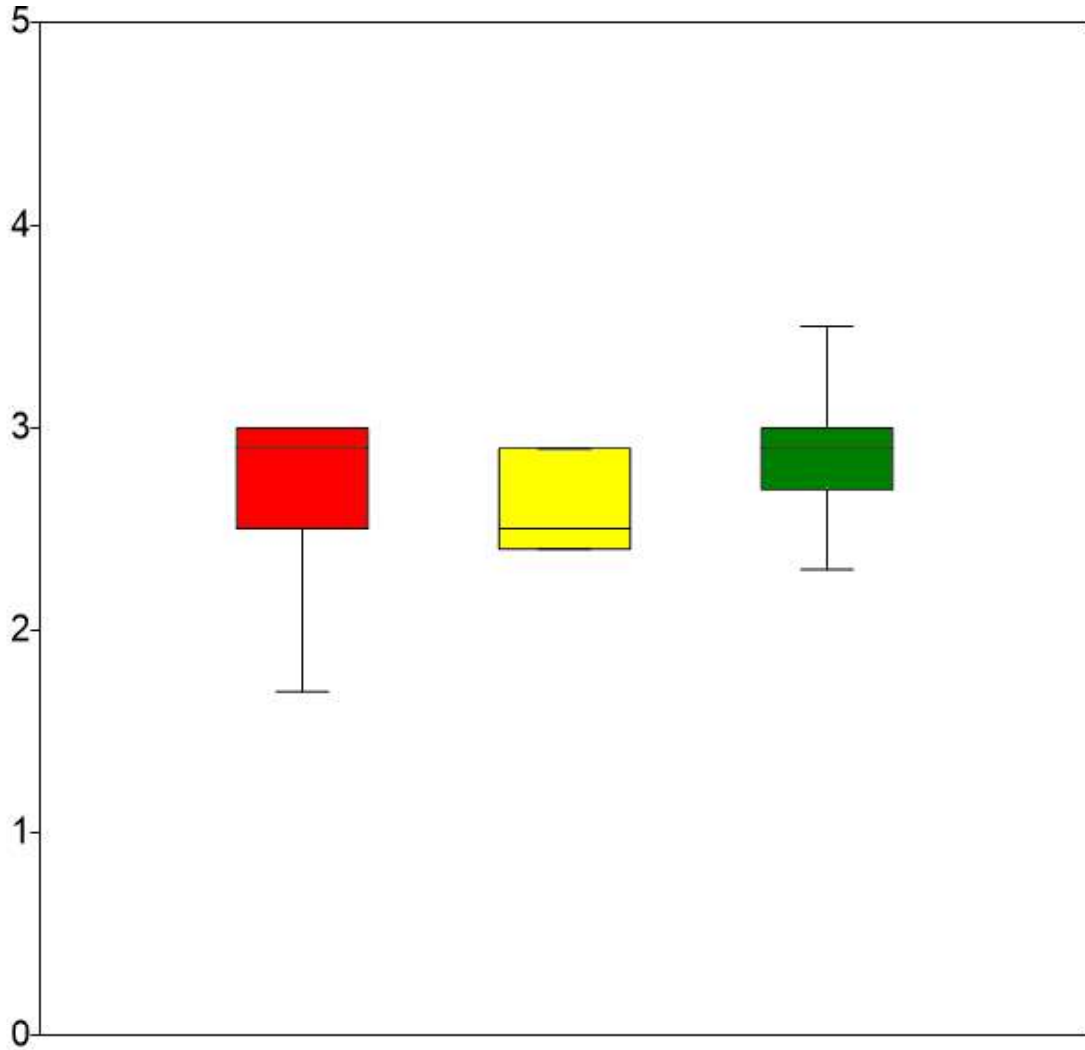


Figura 4.4.1: confronto delle caratterizzazioni ecologiche delle UCS: indice pH. Il confronto è stato effettuato raggruppando UCS 1+2 (rosso), 4+5 (giallo) e 3+6 (verde). Secondo il test di Kruskal-Wallis non sussiste alcuna differenza statisticamente significativa tra i tre gruppi.

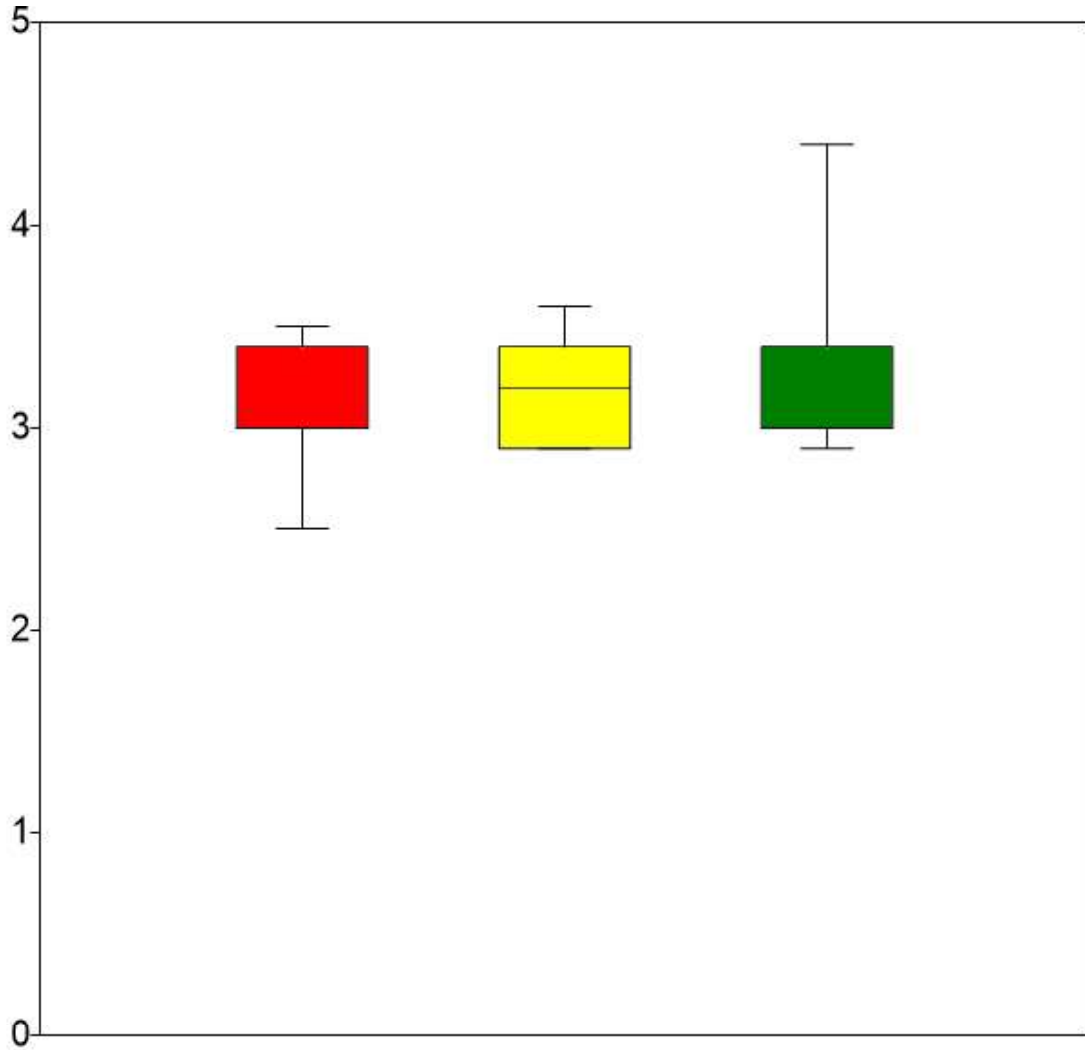


Figura 4.4.2: confronto delle caratterizzazioni ecologiche delle UCS: indice L. Il confronto è stato effettuato raggruppando UCS 1+2 (rosso), 4+5 (giallo) e 3+6 (verde). Secondo il test di Kruskal-Wallis non sussiste alcuna differenza statisticamente significativa tra i tre gruppi.

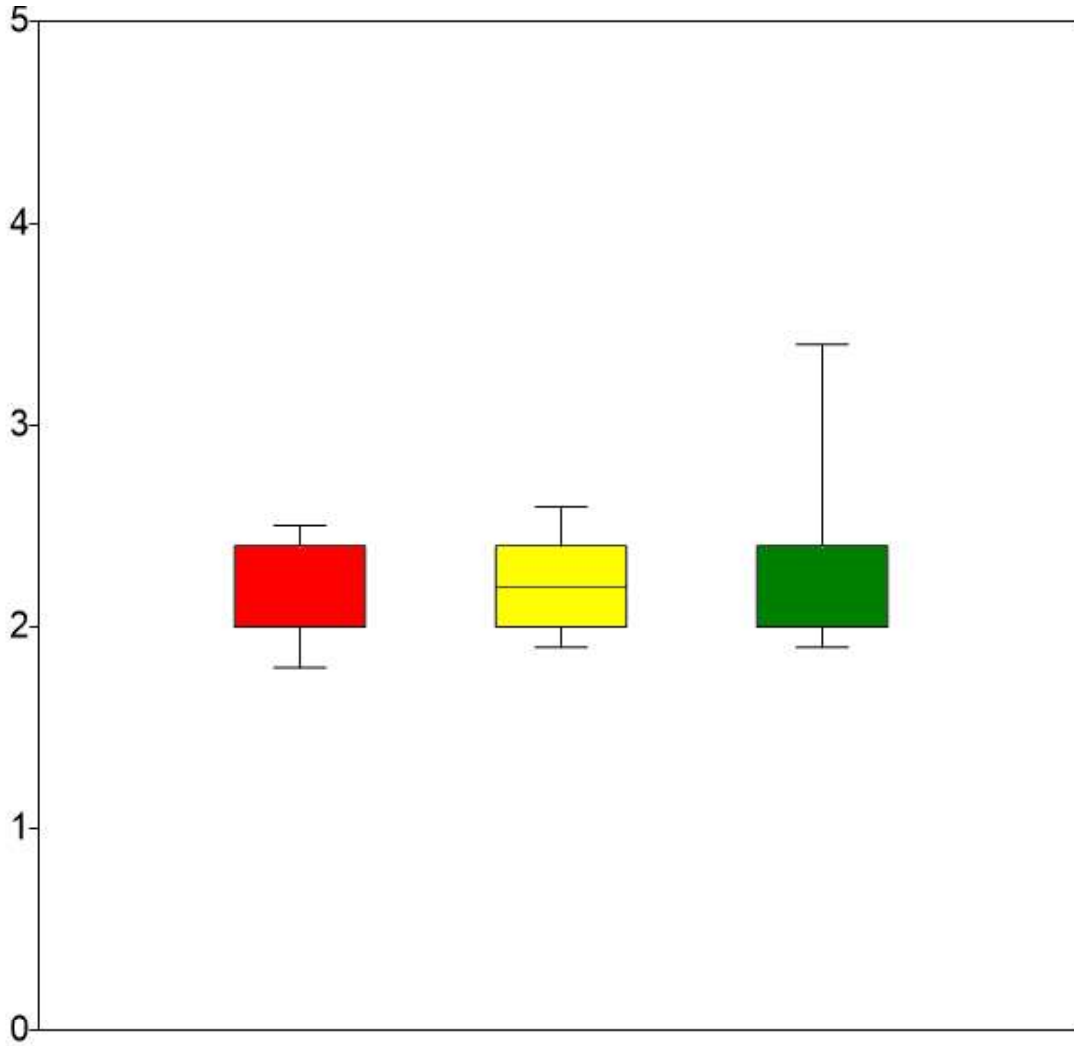


Figura 4.4.3: confronto delle caratterizzazioni ecologiche delle UCS: indice U. Il confronto è stato effettuato raggruppando UCS 1+2 (rosso), 4+5 (giallo) e 3+6 (verde). Secondo il test di Kruskal-Wallis non sussiste alcuna differenza statisticamente significativa tra i tre gruppi.

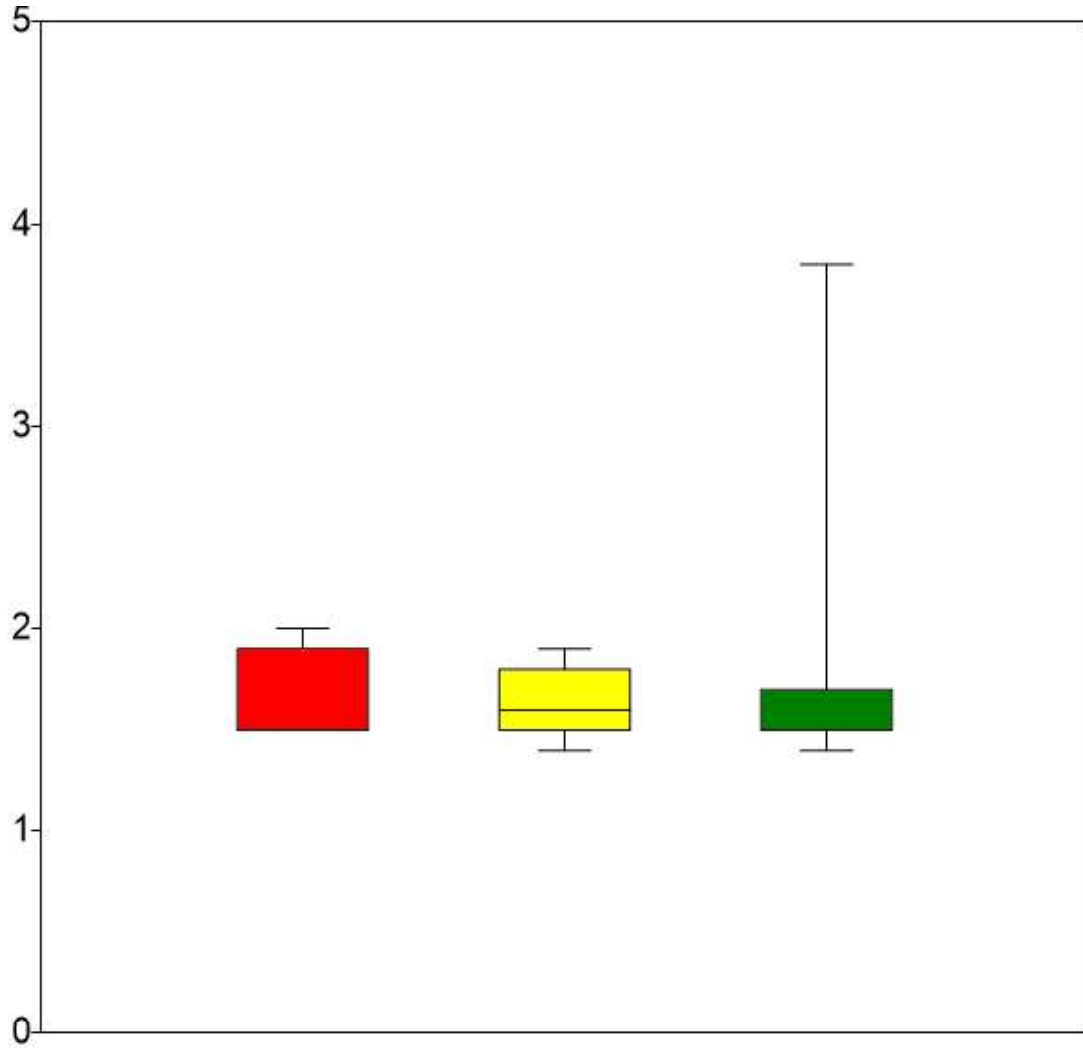


Figura 4.4.4: confronto delle caratterizzazioni ecologiche delle UCS: indice N. Il confronto è stato effettuato raggruppando UCS 1+2 (rosso), 4+5 (giallo) e 3+6 (verde). Secondo il test di Kruskal-Wallis non sussiste alcuna differenza statisticamente significativa tra i tre gruppi.

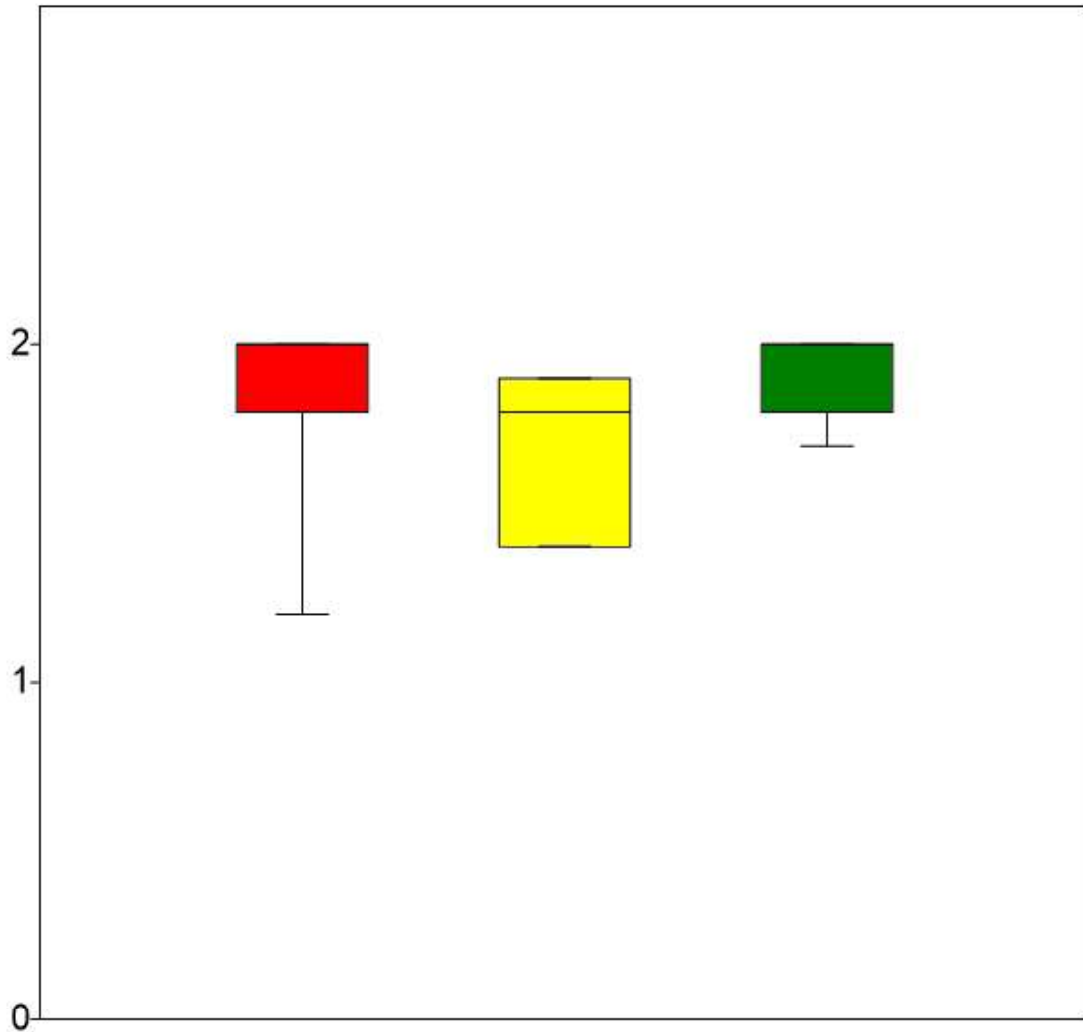


Figura 4.4.5: confronto delle caratterizzazioni ecologiche delle UCS: indice di poleotolleranza. Il confronto è stato effettuato raggruppando UCS 1+2 (rosso), 4+5 (giallo) e 3+6 (verde). Secondo il test di Kruskal-Wallis non sussiste alcuna differenza statisticamente significativa tra i tre gruppi.

4.5. Confronto con dati pregressi

Limitatamente alle UCS 1, 2 e 3, è possibile un confronto con i dati raccolti durante i tre anni di monitoraggio 2012-2014, dal momento che il disegno di campionamento era stato inizialmente progettato proprio con lo scopo di ottenere dati confrontabili tra i vari anni.

Come si può osservare nelle figg. 4.5.1-5, nel 2020 è stato riscontrato un valore di BL più basso rispetto al triennio 2012-2014 in tutte le UCP. Solamente in un caso (UCP 1) questo valore più basso è risultato statisticamente significativo rispetto a quello riscontrato

nel 2014 ($p=0.045$), mentre le differenze non sono risultate statisticamente significative per nessun altro confronto.

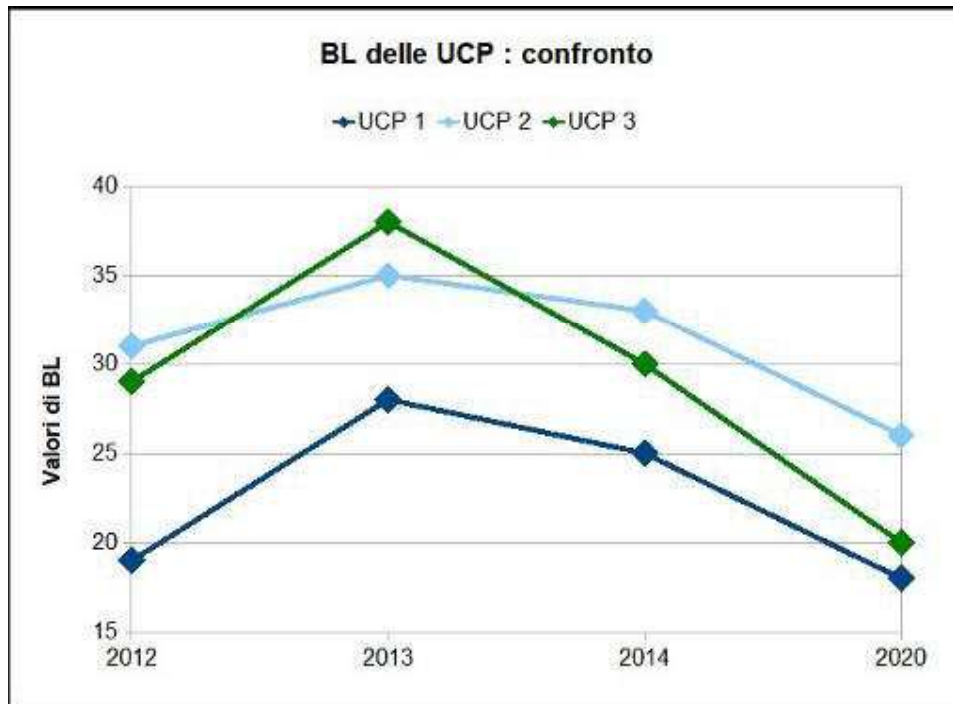


Figura 4.5.1: confronto tra i valori di BL delle UCP.

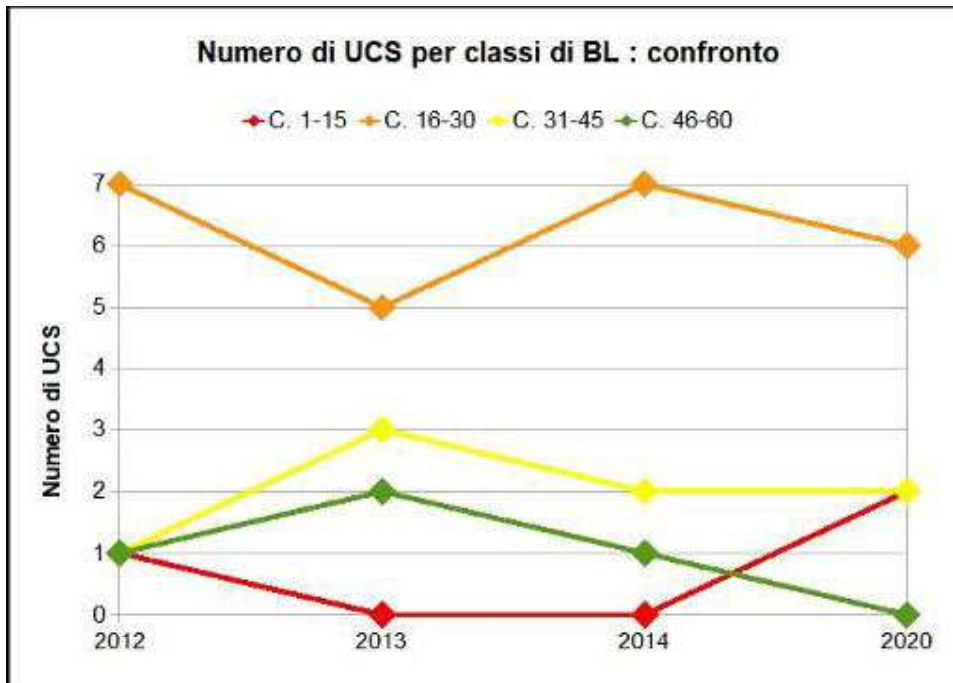


Figura 4.5.2: confronto tra il numero delle UCS per classe di BL.

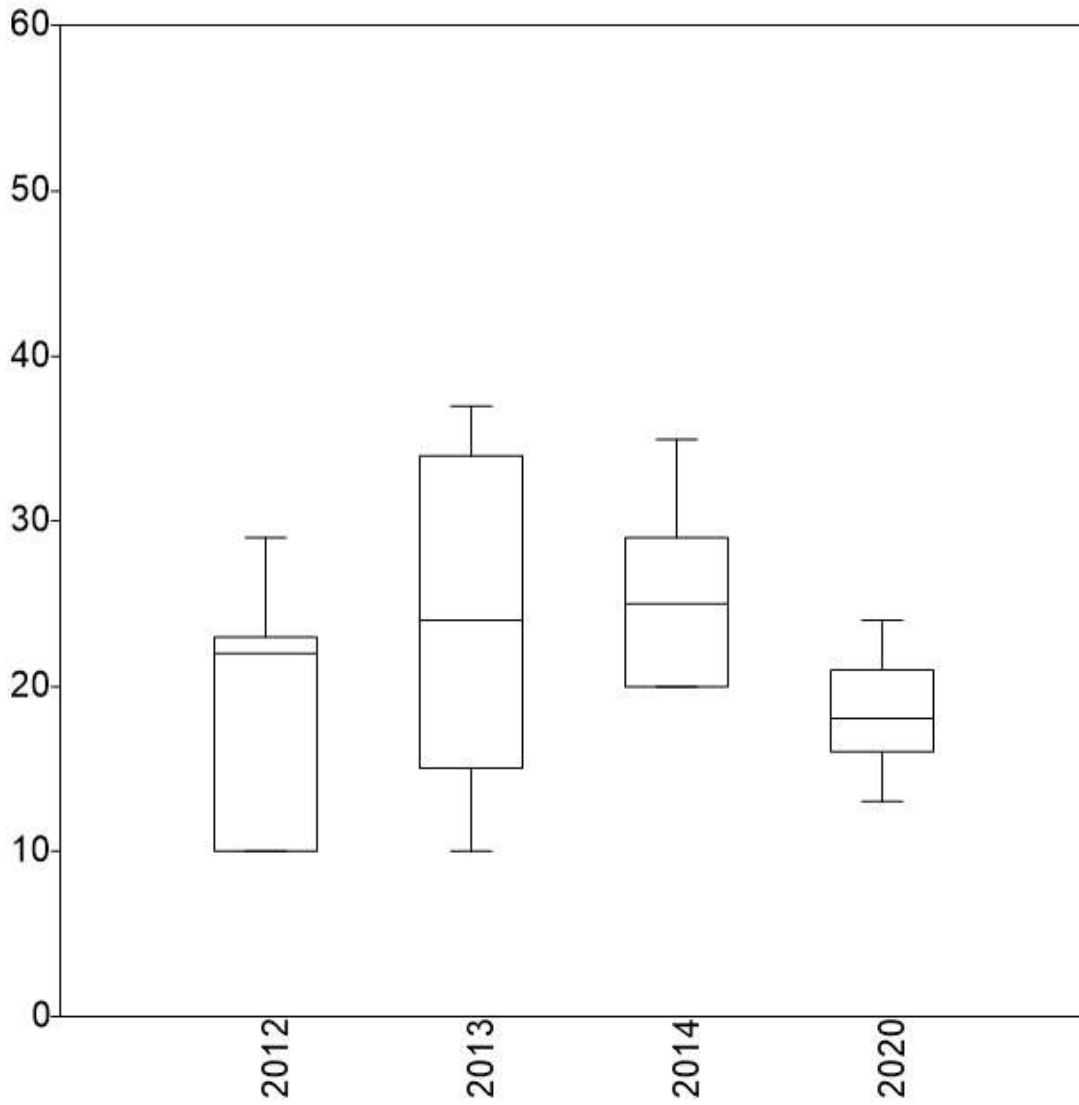


Figura 4.5.3: confronto tra i valori di BL delle UCS della UCP 1. Sussiste una differenza statisticamente significativa solamente tra il 2014 e il 2020 ($p=0.045$).

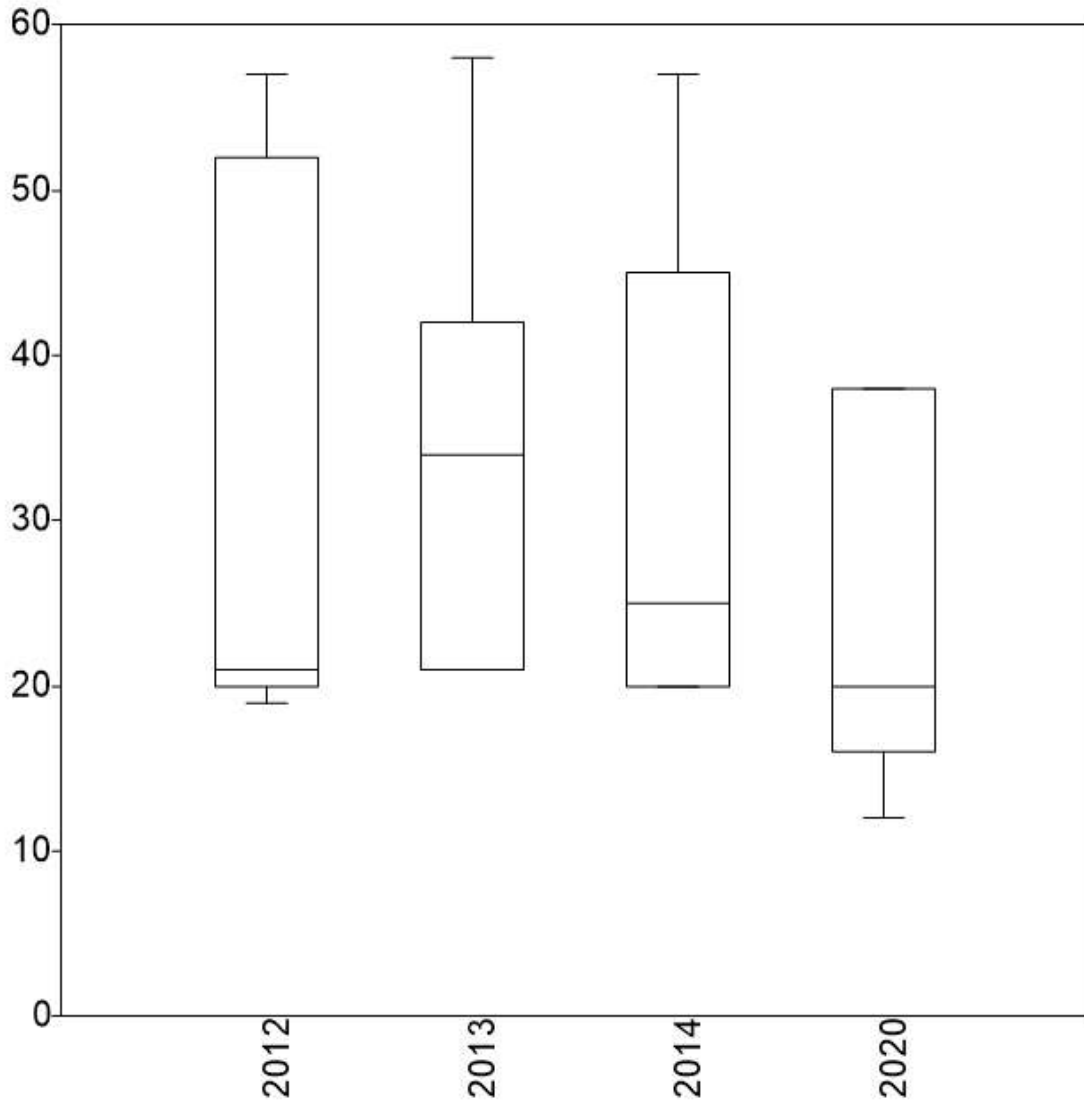


Figura 4.5.4: confronto tra i valori di BL delle UCS della UCP 2. Sebbene i valori siano complessivamente diminuiti tra 2012-2014 e 2020, non sussistono differenze statisticamente significative secondo il test di Kruskal-Wallis.

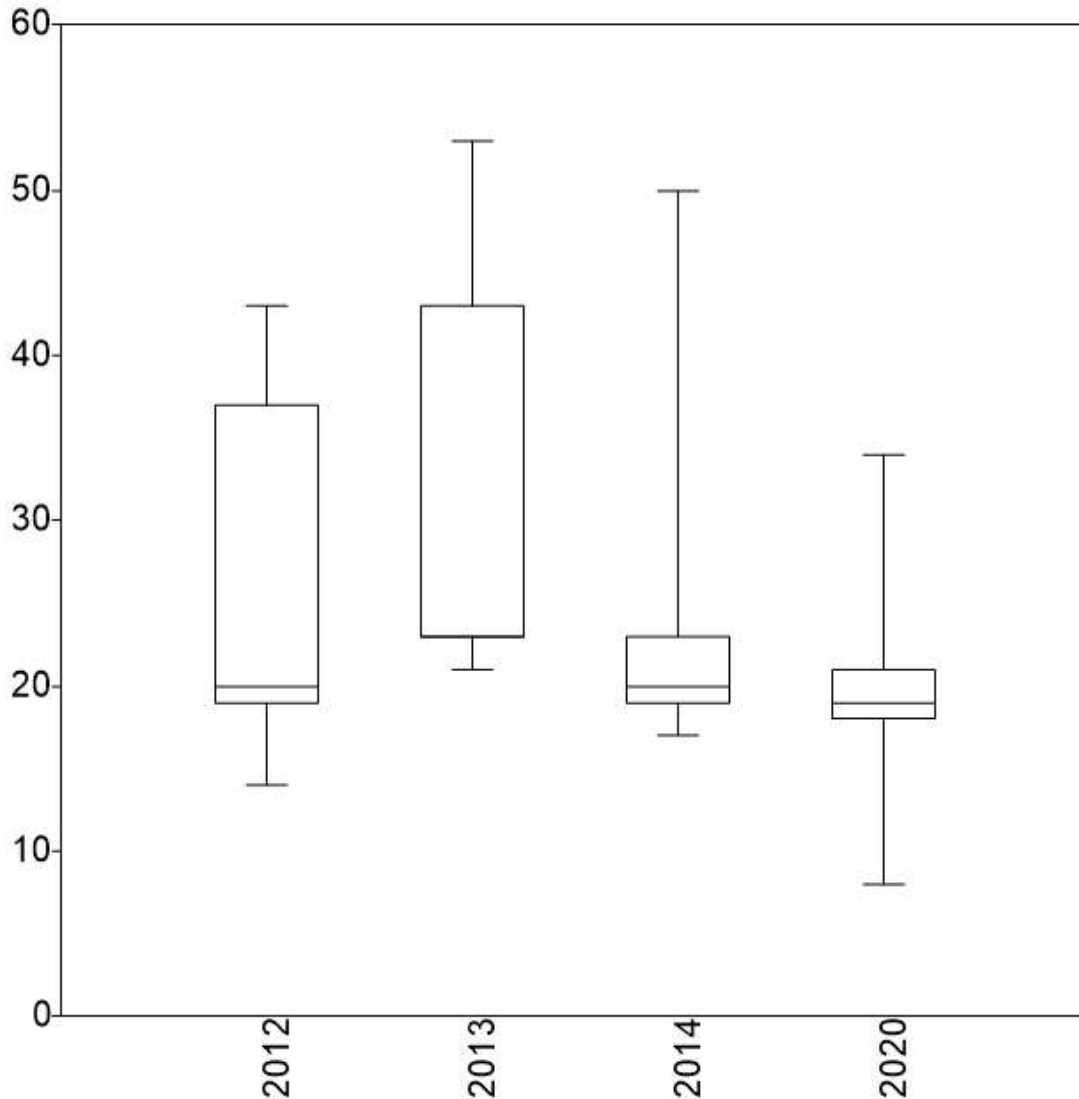


Figura 4.5.5: confronto tra i valori di BL delle UCS della UCP 3. Sebbene i valori siano complessivamente diminuiti tra 2012-2014 e 2020, non sussistono differenze statisticamente significative secondo il test di Kruskal-Wallis.

4.6. Analisi multivariate

Dal grafico del Non-Metric Multidimensional Scaling (fig. 4.6.1) si può osservare un'elevata sovrapposizione a livello di composizione tra i tre settori dell'area di studio (sponda occidentale, sponda orientale e aree 'di controllo').

Tale sovrapposizione è confermata dalla MANOVA non-parametrica, che indica come non sussistano differenze significative tra la sponda occidentale e le aree di controllo ($p=1$) né tra la sponda orientale e le aree di controllo ($p=0.5$), sottolineando

tuttavia che una differenza significativa sussiste tra la sponda occidentale e quella orientale ($p=0.038$).

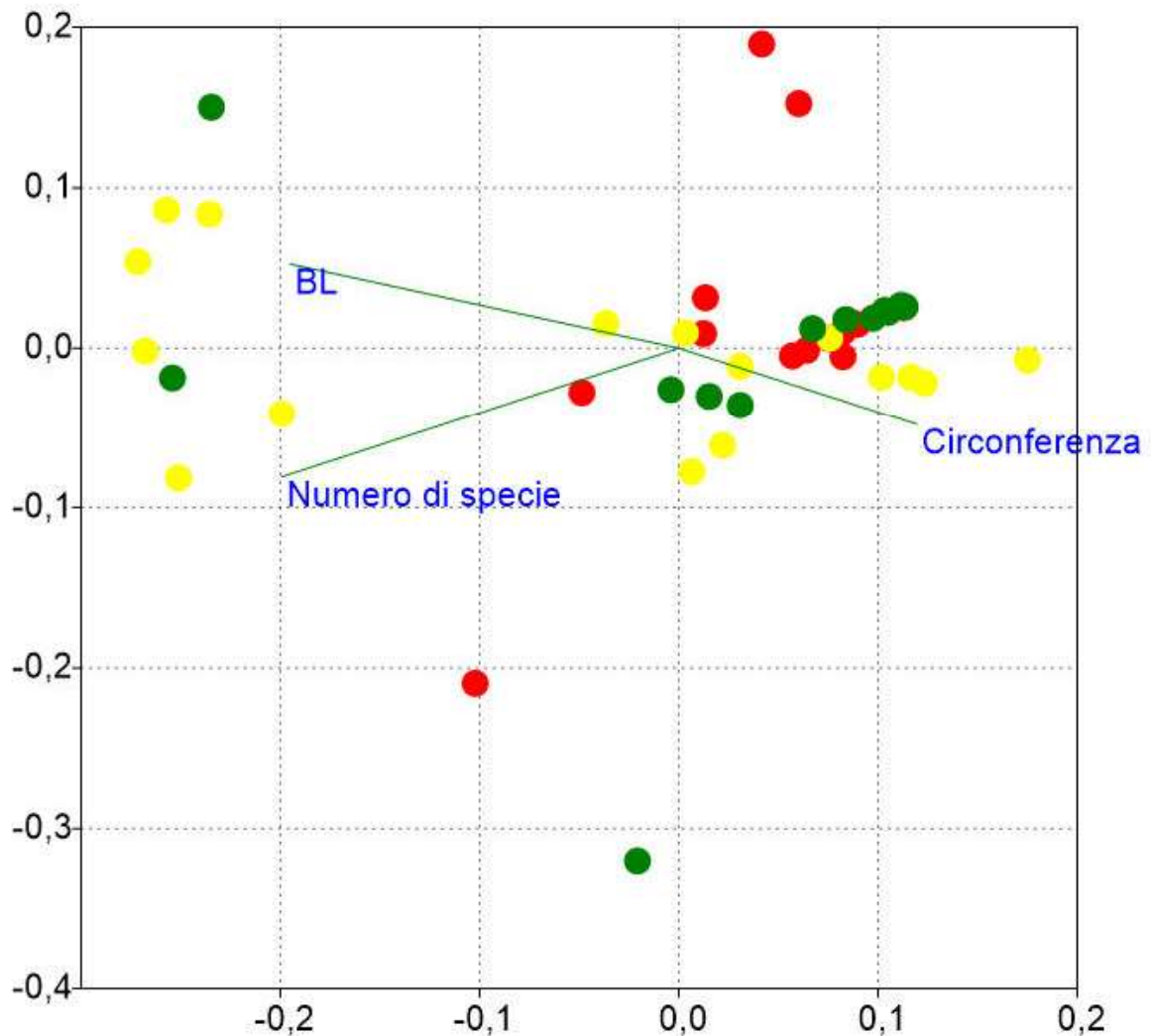


Figura 4.6.1: Grafico del NMDS; sono state illustrate sul grafico le tendenze della circonferenza dei forofiti, del numero di specie per rilievo e del valore di BL per rilievo. Il confronto è stato effettuato raggruppando UCS 1+2 (rosso), 4+5 (giallo) e 3+6 (verde). Secondo la NP-MANOVA sussiste una differenza statisticamente significativa solamente tra i due gruppi 1+2 e 4+5 ($p=0.038$), mentre nessuno di questi due gruppi differisce significativamente dalle aree di controllo (3+6).

4.7. Inquadramento delle comunità licheniche

La vegetazione lichenica è già stata approfonditamente descritta nelle relazioni relative ai primi due anni di monitoraggio, e dal momento che non sono stati rilevati cambiamenti significativi, si riporta solamente un prospetto sintetico (tab. 4.7.1).

L'unico cambiamento rilevante consiste nell'aggiunta di specie e comunità di *Graphidion*, rilevate prevalentemente nelle nuove UCS situate sulla sponda orientale del

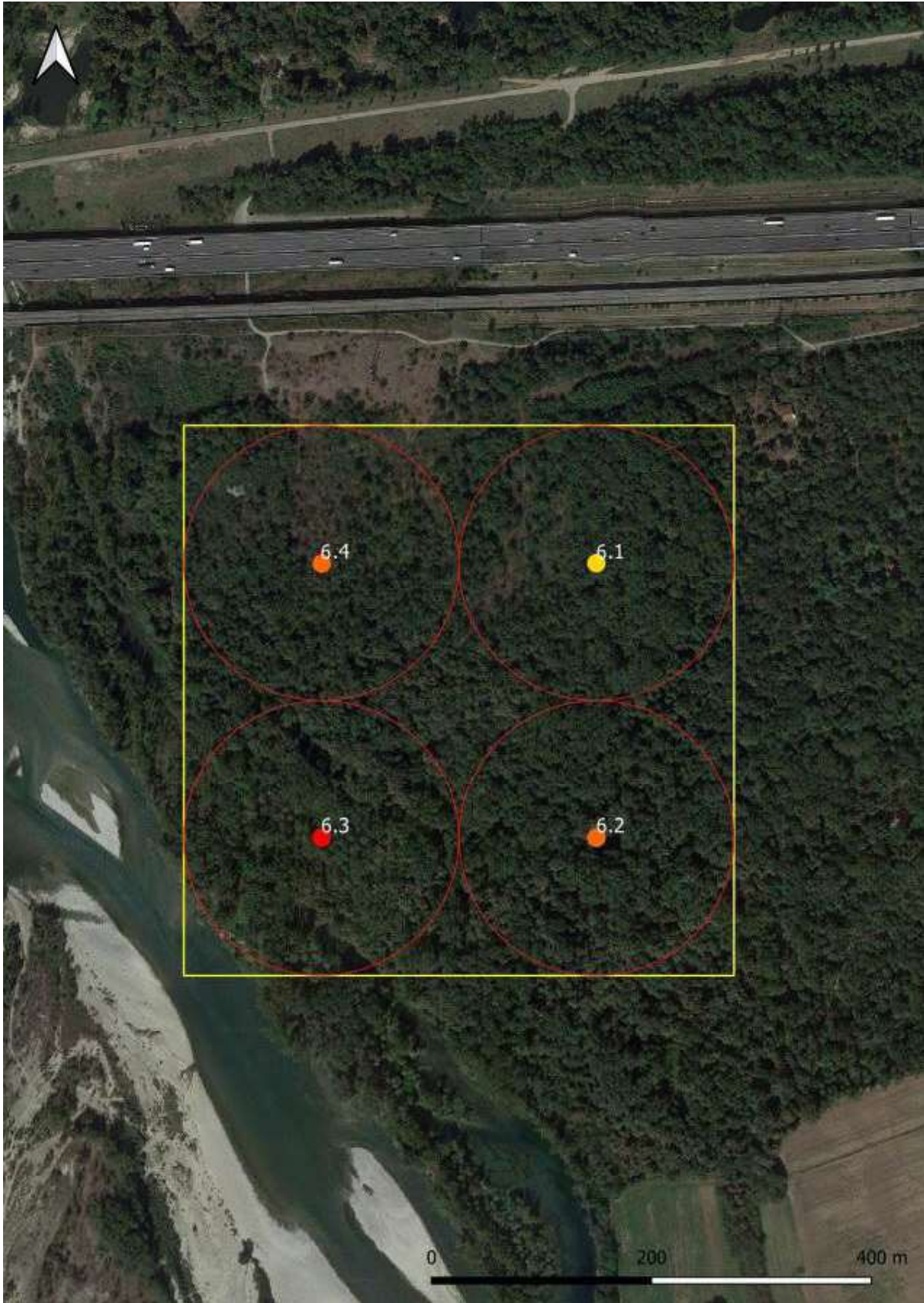


Figura 4.8.6: rappresentazione cartografica degli indici di BL delle 4 UCS rilevate all'interno dell'UCP 6.

5. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

5.1. BL e comunità licheniche nei monitoraggi 2012-2014 e 2020

La situazione rilevata nel 2020 mostra una tendenza generale di abbassamento non significativo dei valori dell'indice di BL in tutte le tre UCP rilevate nel monitoraggio 2012-2014. Inoltre, si sono riscontrati valori comparabili di IBL nelle tre UCP aggiuntive rilevate nel 2020 per la prima volta. Nel complesso, la situazione si presenta sostanzialmente stabile.

Era già stato sottolineato nelle relazioni precedenti come l'aumento del valore dell'indice di BL, dovuto all'aumento di numero e copertura delle specie, lungo i diversi anni di monitoraggio del triennio 2012-2014, non dovesse essere necessariamente ed acriticamente interpretato come conseguenza di un supposto miglioramento della qualità dell'aria, dal momento che nella maggior parte dei casi l'aumento di specie riguardava l'ingresso di entità fotofitiche e nitrofitiche a margine di situazioni boschive in cui esse erano precedentemente assenti, o più scarse. A questo proposito si vedano le considerazioni proposte da Loppi e Nascimbene (2010) a riguardo dell'interpretazione dei dati di BL in presenza di specie nitrofile. Parimenti, la diminuzione generalizzata del valore dell'indice di BL, determinata dalla diminuzione nel numero e nella copertura delle specie riscontrate confrontando il monitoraggio 2012-2014 e il monitoraggio 2020, non va interpretata necessariamente in senso negativo, specialmente perché in diversi casi è abbastanza intuitivo attribuire il fenomeno a un incremento della copertura boschiva (dovuto alla normale dinamica della vegetazione) nel periodo 2014-2020 intorno ai forofiti campionati. Questo fenomeno comporta la scomparsa delle specie più fotofitiche a causa del maggiore ombreggiamento legato allo sviluppo delle chiome, che favorisce la presenza delle poche specie maggiormente sciafile.

Ad ogni modo, le analisi statistiche di confronto hanno evidenziato che, salvo in un unico caso (2014 contro 2020 nell'UCP 1), non sussistono differenze significative nei valori di BL tra i diversi anni di monitoraggio, suggerendo quindi che, nonostante apparenti variazioni locali, la situazione complessiva sia piuttosto stabile e sostanzialmente invariata rispetto al triennio 2012-2014.

È altresì informativo analizzare il confronto tra le diverse coppie di stazioni (sponda occidentale, sponda orientale, aree 'di controllo') nell'ambito del monitoraggio 2020.

Anche in questo caso, le analisi statistiche di confronto hanno stabilito che non sussistono differenze significative né tra i valori di BL né nel numero complessivo di specie. L'unica differenza è stata rilevata a livello di composizione specifica tra le aree sulla sponda occidentale (UCP 1+2) e quelle sulla sponda orientale (UCP 4+5), sebbene nessuna delle due aree differisca significativamente per composizione specifica dalle aree 'di controllo' (UCP 3+6); ciò significa che il pool di specie presenti nell'area di studio è comunque abbastanza omogeneo e ben rappresentato in tutti e tre i contesti, anche se sussistono evidentemente delle differenze relativamente a quali specie dominano le comunità nelle stazioni contrapposte sulle due sponde del Ticino.

Anche dal punto di vista ecologico, le diverse stazioni non differiscono significativamente, consentendo di inquadrare quindi una situazione piuttosto omogenea, e coerente con la situazione attesa in un ambiente boschivo planiziale nella Pianura Padana.

Diversi autori (e.g. Policnik et al. 2008, Nascimbene & Marini 2010) riportano come, a parità di condizioni di antropizzazione ed inquinamento atmosferico, le aree forestali presentino una diversità lichenica inferiore rispetto alle aree aperte. Inoltre, in un contesto come quello dell'area di studio, le comunità licheniche possono essere influenzate non solamente da fattori antropogenici, ma anche da fattori naturali, legati per lo più allo stato di conservazione e alla struttura del bosco, dal momento che la maggior parte delle UCS del monitoraggio 2012-2014 erano collocate proprio all'interno del bosco, e quelle nuove sono state stabilite di conseguenza. È corretto quindi interpretare i risultati di BL ottenuti in relazione alle caratteristiche vegetazionali ed ecologiche proprie dell'area di studio.

In generale, oltre agli inquinanti presenti in atmosfera (SO₂ e NO_x sono quelli a cui i licheni risultano più sensibili), i principali fattori che influenzano le comunità licheniche a livello di ricchezza e diversità sono la luce, l'umidità, la radiazione solare, la temperatura e il clima (Giordani & Brunialti 2015). Nelle aree boschive, struttura e modalità di gestione del bosco sono fattori rilevanti nel modellamento delle comunità licheniche proprio perché hanno un effetto diretto su questi elementi che caratterizzano habitat e microhabitat (Giordani 2007; Svoboda et al. 2010; Giordani & Brunialti 2015). A queste si aggiungono le caratteristiche fisico-chimiche dei forofiti (pH e tessitura della scorza, capacità di ritenzione idrica, inclinazione del tronco) (Giordani & Brunialti 2015).

Per quanto riguarda l'area di studio in cui è stato svolto il monitoraggio, la variabilità causata dal clima non inficia i risultati, dal momento che tutte le UCP ricadono all'interno della medesima zona climatica, mentre nel caso delle caratteristiche del forofita la variabilità è ridotta grazie al fatto di aver campionato su un'unica specie arborea, anche se non annullata del tutto, poiché il pH della scorza può essere aumentato dalla deposizione di nutrienti (Svoboda et al. 2010) (come nell'area di studio avviene nelle stazioni site in posizioni più aperte e prossime alle coltivazioni) e l'umidità può essere modificata dall'inclinazione del tronco e dall'ombreggiatura data dalla volta arborea. È quindi necessario tenere conto di tutti questi fattori, che concorrono a determinare la relativa variabilità dell'indice di BL da una stazione all'altra.

Va sottolineato che i bassi valori di BL rilevati in alcune aree dove il bosco è più fitto non sono necessariamente rappresentativi di una situazione negativa. In tali contesti, la forte ombreggiatura apportata dalla fitta volta arborea può avere ripercussioni negative sulla diversità lichenica complessiva, sia a livello di forofita sia a livello di stazione (Giordani & Brunialti 2015), senza tuttavia rispecchiare una situazione di elevato inquinamento. Ciò avviene perché nel contesto dell'area di studio sono presenti poche specie adattate agli ambienti forestali chiusi. A titolo di esempio si può citare la presenza di *Diarthonis spadicea*, specie di Lista Rossa tipica di foreste indisturbate e molto sensibile all'inquinamento (e quindi specie di pregio), in due UCS con valori di BL molto bassi (UCS 1.2 albero 2; UCS 1.4 albero 1).

5.2. Proposta per ridefinire il piano di biomonitoraggio per le campagne future

L'esigenza di impostare ed effettuare il campionamento nell'area di studio selezionata per il monitoraggio 2012-2014 così come era stato realizzato in quel triennio e ripetuto poi nel 2020 nasceva dalla triplice necessità di:

- 1) monitorare direttamente le ricadute degli impianti sull'area compresa all'interno del Parco del Ticino Piemontese (SIC IT1150001 "Valle del Ticino");

- 2) rispettare il reticolo nazionale delle Unità di Campionamento predisposto da ANPA (2001) per il biomonitoraggio tramite licheni epifiti;

- 3) ricalcare le aree campionate per i monitoraggi delle chiome e dei Carabidi, in modo che tutti i monitoraggi fossero realizzati in modo omogeneo fra loro dal punto di vista geografico.

In ottemperanza a queste necessità, erano state selezionate delle stazioni di campionamento ricadenti per lo più all'interno di aree boschive, anziché in aree aperte, opzione che sarebbe stata invece preferibile per il biomonitoraggio lichenico.

L'aver sviluppato molteplici livelli interpretativi (BL, floristico, ecologico) e l'estensione del campionamento ad aree 'di controllo' hanno consentito un'analisi dei dati adeguatamente ponderata, evitando conclusioni semplicistiche che sarebbero potute scaturire da un'applicazione troppo rigida delle procedure ANPA (2001).

Tuttavia, negli ultimi anni la standardizzazione delle procedure per il biomonitoraggio dei licheni epifiti si è evoluta ulteriormente rispetto a quanto messo a punto da ANPA (2001) e Asta et al. (2002), portando alla redazione della norma EN 16413 "Ambient air - Biomonitoring with lichens - Assessing epiphytic lichen diversity", che risolve alcune criticità che erano presenti nelle procedure precedentemente utilizzate, soprattutto in materia di selezione dei siti di campionamento.

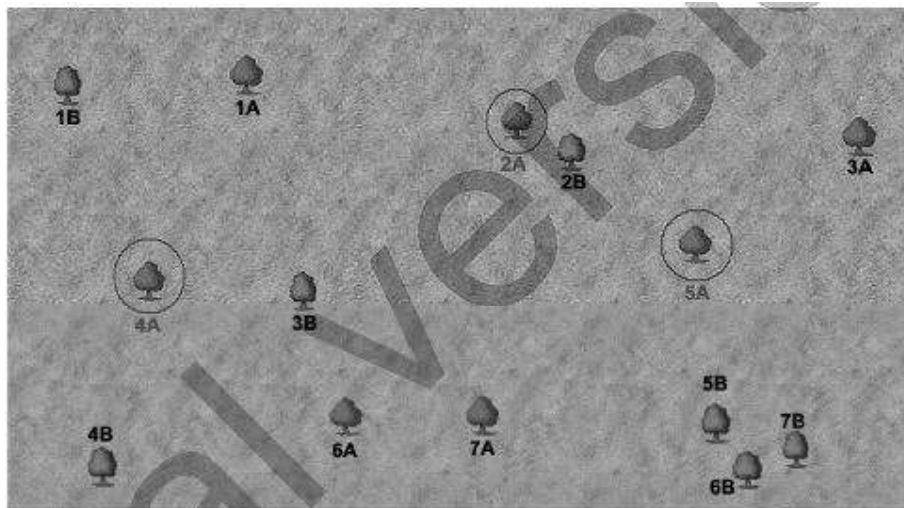
In accordo con i criteri stabiliti dalla norma EN 16413, viene di seguito formulata una proposta per la ridefinizione della procedura da adottare per i monitoraggi futuri.

In questa prospettiva, il piano di campionamento non sarà più basato su un sistema di UCS annidate in UCP, come era invece previsto da ANPA (2001), la cui localizzazione sistematica seguendo un reticolo geografico trova obiettivamente difficile applicazione nell'area di studio.

Si propone di concentrare il campionamento in un'area circolare di raggio 3 km intorno alla raffineria, che include ambienti naturali, agricoli e urbani, secondo un disegno di campionamento stratificato riferito ad una situazione con alberi scarsi e distribuiti in modo sparso in aree ecologicamente eterogenee (punto 5.4.5.3.c della norma; v. fig. 5.2.1); infatti la presenza di tre diverse situazioni di uso del suolo all'interno dell'area selezionata la rende ecologicamente eterogenea, e, sebbene *Q. robur* sia abbondante e piuttosto omogeneamente distribuita in contesto boschivo, è invece molto più rara e sparsa nelle aree agricole e urbane. Sulla base di quanto previsto dalla norma, si propone quindi, come fase preliminare al monitoraggio vero e proprio, di realizzare una mappatura di tutti i forofiti potenzialmente idonei per ciascuno dei tre contesti ambientali e di selezionarne un numero, in modo randomizzato, per ognuno dei tre contesti su cui realizzare il monitoraggio in proporzione all'estensione.

Durante la prossima campagna di monitoraggio verranno selezionati gli alberi che saranno poi rilevati nuovamente nelle campagne successive, per consentire un confronto a distanza di tempo. Si procederà inoltre al rilevamento anche delle stazioni attualmente considerate in modo tale da permettere confronti e intercalibrazione dei dati nelle serie temporali. Le modalità di lavoro di campo, di calcolo dell'indice di BL e di analisi dei dati non varieranno sostanzialmente rispetto a quanto effettuato nei monitoraggi precedenti, salvo l'eventuale presentarsi di specifiche diverse esigenze.

In un'ottica di monitoraggio in continuo, il campionamento lichenico andrebbe programmato **ogni tre anni** almeno per le prossime due campagne, dopo di che potranno essere prese ulteriori decisioni se prolungare o meno l'intervallo temporale tra una campagna e l'altra.



d) Cases 5.4.5.2 c) and 5.4.5.3 c); standard trees scattered infrequently over the study domain

Figura 5.2.1: Campionamento nel caso di alberi rari e sparsi in tutta l'area di studio secondo il punto 5.4.5.3.c della norma EN 16413.

6. BIBLIOGRAFIA

ANPA, 2001. I.B.L. Indice di Biodiversità Lichenica. Manuali e linee guida 2/2001. 85 pp.

Asta J., Erhardt W., Ferretti M., Fornasier F., Kirschbaum U., Nimis P.L., Purvis G.W., Pirintsos S., Scheidegger C., Van Haluwyn C. & Wirth V., 2002. Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality. In: Nimis P.L., Scheidegger C. & Wolseley P.A. (a cura di). *Monitoring with lichens – monitoring lichens*. The Netherlands: Kluwer Academic Publishing. 273-279.

Casarini P., Genoni P. & Roella V., 1995. La qualità dell'aria nel Parco Regionale Lombardo della Valle del Ticino – monitoraggio mediante licheni. Parco Ticino e Regione Lombardia. 47 pp.

Casarini P., Furlanetto D., Genoni P., Guidetti L. & Roella V., 2000. Monitoraggio della qualità dell'aria mediante licheni nella Valle del Ticino. Consorzio Parco Ticino. 104 pp.

Castello M. & Skert N., 2005. Evaluation of lichen diversity as an indicator of environmental quality in the North Adriatic submediterranean region. *Science of the Total Environment* 336: 201-214.

Giordani P., 2007. Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. *Environmental Pollution* 146: 317-323.

Giordani P. & Brunialti G., 2015. Sampling and interpreting Lichen Diversity data for biomonitoring purposes. In: Upreti D.K., Divakar P.K., Shukla V. & Bajpai R. *Recent Advances in Lichenology*. Springer. 19-46.

Hammer O., Harper D.A.T. & Ryan P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. Available at: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf

Hammer O., 2012. PAST – Palaeontological STatistics – Version 2.17. Reference Manual. 229 pp.

Loppi S., Nascimbene J., 2010. Monitoring H₂S air pollution caused by the industrial exploitation of geothermal energy: the pitfall of using lichens as bioindicators. *Environmental Pollution*, 158: 2635-2639

Nascimbene J., Marini L., 2010. Oak forest exploitation and black locust invasion caused severe shifts in epiphytic lichen communities in northern Italy. *Science of the Total Environment*, 408: 5506-5512.

Nimis P.L., 1999. Il biomonitoraggio della "qualità dell'aria" in Italia. In: Piccini C. & Salvati S. (a cura di). *Atti del workshop "Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale"*. Roma, 26-27 novembre 1998, ANPA, Ser. Atti 2/1999: 173-189.

Nimis P.L. & Martellos S., 2020. ITALIC – the Information System on Italian Lichens. Version 6.0. University of Trieste, Dept. of Biology. Available at: <http://italic.units.it/>

Policnik H., Simoncic P. & Batic F., 2008. Monitoring air quality with lichens: a comparison between mapping in forest sites and in open areas. *Environmental Pollution* 151 (2): 395-400.

Svoboda D., Peksa O. & Vesela J., 2010. Epiphytic lichen diversity in central European Oak forests: assessment of the effects of natural environmental factors and human influences. *Environmental Pollution* 158: 812-819.

Valcuvia-Passadore M., 1998. Licheni. In: Sartori F. (a cura di). *Bioindicatori ambientali*. Fondazione Lombardia per l'Ambiente. Milano. 88-101.

Valcuvia-Passadore M., Brusa G., Chiappetta D., Delucchi C., Garavani M. & Parco V., 2002. Licheni. In: Furlanetto D. (a cura di). *Atlante della Biodiversità nel Parco Ticino*. Vol. 2: Monografie. Consorzio Parco Ticino. 7-44.

Wirth V., Hauck M. & Schultz M., 2013. *Die Flechten Deutschlands*. Ulmer. 2 voll.