Stwierdzenia i wnioski

Przeprowadzone badania pozwalają sformułować następujące stwierdzenia i wnioski:

1. Uzyskane wyniki wskazują na procesy degradacji chemicznej badanych gleb przejawiające się stratami materii organicznej, zakłóceniami równowagi jonowej i silnym zakwaszeniem gleb leśnych.
2. Skala degradacji gleb badanych ekosystemów leśnych uzależniona była od odległości od ZA.
3. Stwierdzono istotne zubożenie gleb pod względem zawartości węgla organicznego i ogólnej ilości azotu w punktach pozbawionych naturalnej okrywy roślinnej, położonych najbliżej ZA.
4. W efekcie silnego zakwaszenia badane gleby cechowały się bardzo niską zawartością przyswajalnych form fosforu.
5. W warunkach nadal trwającej, aczkolwiek znacznie zmniejszonej emisji, ciągły dopływ do gleby związków N, a szczególnie NO_x i NH_3, spowodował wymycie K i Mg z gleb.
6. Przeprowadzone badania wskazują na potrzebę kompensacyjnego nawożenia badanych gleb leśnych.
7. Uzyskane informacje mogą być przydatne do oceny stanu środowiska glebowego w zniszczonych przez emisję azotową ekosystemach leśnych Nadleśnictwa Puławy.

Przeprowadzone badania dotyczące stanu gleb leśnych w okolicach Zakładów Azotowych (ZA) dostarczają istotnych informacji o procesach degradacji chemicznej tych gleb. Wyniki wskazują na znaczące zmiany w ich właściwościach, które mogą mieć poważne konsekwencje dla ekosystemów leśnych.

Badania wykazały, że gleby podlegają degradacji chemicznej, co objawia się utratą materii organicznej, zaburzeniami równowagi jonowej oraz silnym zakwaszeniem. Jest to szczególnie widoczne w glebach leśnych, które są wrażliwe na zmiany chemiczne.

Stwierdzono również, że skala degradacji gleb jest uzależniona od odległości od Zakładów Azotowych. Im bliżej ZA, tym silniejsze są negatywne efekty degradacji, co sugeruje wpływ emisji przemysłowych na stan gleb.

W punktach badawczych pozbawionych naturalnej okrywy roślinnej, położonych najbliżej ZA, zaobserwowano istotne zubożenie gleb pod względem zawartości węgla organicznego oraz ogólnej ilości azotu. Oznacza to, że brak roślinności ochronnej może przyspieszać degradację gleby. Silne zakwaszenie gleb prowadzi do znacznego obniżenia zawartości przyswajalnych form fosforu. Fosfor jest niezbędny do prawidłowego wzrostu roślin, a jego niedobór może wpływać na zdrowie ekosystemów leśnych.

Pomimo zmniejszenia emisji, nadal trwający dopływ związków azotu, zwłaszcza NOx i NH3, przyczynia się do wymywania z gleb istotnych pierwiastków takich jak potas (K) i magnez (Mg). To zjawisko może prowadzić do dalszego zubożenia gleby w te ważne składniki mineralne. Badania sugerują, że konieczne jest wprowadzenie działań kompensacyjnych w postaci nawożenia, aby przeciwdziałać negatywnym skutkom degradacji chemicznej gleb. Taka interwencja mogłaby pomóc w przywróceniu równowagi chemicznej i biologicznej gleb.

Zebrane dane mogą być wykorzystane do oceny stanu środowiska glebowego w ekosystemach leśnych zniszczonych przez emisję azotową, szczególnie na terenie Nadleśnictwa Puławy. Informacje te mogą służyć jako podstawa do opracowania strategii ochrony i rekultywacji gleb leśnych. Podsumowując, badania dostarczają cennych informacji na temat stanu chemicznego gleb leśnych w rejonie Zakładów Azotowych oraz wskazują na konieczność podjęcia działań naprawczych, aby przeciwdziałać ich dalszej degradacji.

Jeśli szukają Państwo pomocy w napisaniu własnej pracy - potrzebują Państwo fachowych konsultacji to polecamy stronę pisanie prac - profesjonalna pomoc w pisaniu prac w granicach

prawa.

Zmiany w ekosystemie Zatoki Gdańskiej wywołane działalnością człowieka

ANTHROPOGENIC CHANGES TO THE ECOSYSTEM OF THE GULF OF GDAŃSK

Zatokę Gdańską zalicza się do najsilniej zanieczyszczonych obszarów Morza Bałtyckiego (Majewski 1987). Zlewnia Basenu Gdańskiego należy do obszarów silnie uprzemysłowionych i zurbanizowanych. Zanieczyszczenia docieraj ą do tego akwenu głównie wraz z wodami rzek, z ściekami bytowymi i przemysłowymi z licznych miast i portów położonych na jego wybrzeżach oraz opadami atmosferycznymi (Żmudziński 1990, Pliński 1994, Kruk-Dowgiałło i Dubrawski 1998, Rudlicka i in. 2003).

Postępujący proces zanieczyszczania wód Morza Bałtyckiego wpływa zarówno na abiotyczne jak i biotyczne składowe środowiska. Kompleksowe badania dowodzą, że największe zmiany warunków hydrologicznych i hydrochemicznych zaszły w okresie ostatnich pięćdziesięciu lat (Pliński i Wiktor 1987, Majewski 1994, Pliński 1994). Wszelkie notowane zmiany znajdują wyraz w składzie chemicznym osadów. Zwiększony dopływ soli biogenicznych i związany z tym proces eutrofizacji dobitnie dokumentują współczynniki wzbogacenia warstwy powierzchniowej mułów Basenu Gdańskiego w węgiel organiczny i fosfor. Znormalizowane względem glinu współczynniki wzbogacenia warstwy powierzchniowej mułów (0-1 cm) w te składniki, w stosunku do niezanieczyszczonych osadów zdeponowanych ok. 100-200 lat temu, wynoszą 1,4-3,2 dla węgla organicznego i

1,3-6,6 dla fosforu. Wartości te są jeszcze wyższe w mułach Zatoki Puckiej i wynoszą 3,0-6,4 dla węgla organicznego i 3,1-7,3 dla fosforu. Ponadto analiza składu chemicznego osadów dennych wykazuje między innymi wzbogacenie ich w groźne dla środowiska metale. Średnie wartości współczynników wzbogacenia mułów Basenu Gdańskiego w metale kształtują się następująco (w nawiasach podano wartości maksymalne): As – 1,4 (2,7), Cd – 1,8 (3,7), Cr – 1,2 (1,6), Cu – 1,5 (2,2), Ni – 1,1 (1,6), Pb – 1,9 (5,1), Zn – 1,9 (3,0). Szczególnie dużo metali gromadzi się w mułach Zatoki Puckiej, gdzie średnie (w nawiasach maksymalne) wartości współczynników wzbogacenia wynoszą: As – 3,1 (4,6), Cd – 3,1 (5,1), Cr – 2,0 (2,6), Cu – 2,1 (3,4), Ni – 1,4 (1,6), Pb – 2,8 (4,6), Zn – 3,0 (3,9) (Uścinowicz 1997). Publikacje z ostatnich lat wskazują na ograniczenie dopływu soli biogenicznych oraz malejące koncentracje materii organicznej i metali w wodach Bałtyku, co przypisywane jest głównie deklaracjom państw nadbałtyckich w sprawie redukcji dopływu zanieczyszczeń i wspólnej polityce w dziedzinie ochrony środowiska (Trzosińska 1998, Kowalewska 2000, HELCOM 2002 i 2003, Rudlicka i in. 2003).

Zawartość tlenu w wodach Bałtyku jest wyraźnie związana z uwarstwieniem wód – powyżej halokliny nasycenie zmniejsza się stopniowo od około 100 % przy powierzchni do 70 % w warstwach głębszych i gwałtownie spada do wartości niższych niż 20 % poniżej halokliny (Majewski 1987). Pomiary wykonywane w ostatnich latach w wodach głębinowych Zatoki Gdańskiej wykazują naruszenie równowagi tlenowej oraz zmniejszenie gradientów gęstości wód w kolumnie wody (Majewski 1994). Deficyty tlenowe w Bałtyku Południowym zaczęły pogłębiać się z początkiem lat sześćdziesiątych. W wyniku wyczerpania zasobów tlenu w stagnujących warstwach przydennych pojawiły się tzw. pustynie biologiczne, czyli obszary pozbawione organizmów żywych. Zjawisko powiększania zasięgu pustyń przyspieszył proces tworzenia siarkowodoru w wyniku gnicia nie rozłożonej materii organicznej (Pliński 1994). Siarkowodór w Głębi Gdańskiej zarejestrowano po raz pierwszy na początku lat

siedemdziesiątych. Od tego czasu na dużych obszarach Basenu Gdańskiego utrzymują się warunki beztlenowe (Majewski 1987, Żmudziński 1990).

Naturalne procesy zachodzące w morzu tylko w niewielkim stopniu przyczyniaj ą się do zmian obserwowanych w ekosystemie Zatoki Gdańskiej. Największy wpływ na obecny stan biotycznej części środowiska przypisuje się eutrofizacji wód i towarzyszącym jej zmianom różnorodnych parametrów chemicznych (Pliński i Wiktor 1987, Renk 1990a, Trzosińska 1990, Trzosińska 1994, Łysiak-Pastuszak i in. 2000, Nehring 2001). Zjawisko eutrofizacji przejawia się między innymi w przeobrażeniu biocenoz, a mianowicie w zubożeniu składu gatunkowego z jednoczesnym wzrostem liczebności najczęściej jednego lub zaledwie kilku gatunków (Pliński 1979, Majewski 1987, Żmudziński 1987, Wiktor i Pliński 1992, Żmudziński 1994). Szczególnie duże nasilenie tego zjawiska notuje się w rejonach przyujściowych i przybrzeżnych (Pliński 1987, Renk 1993, 2000, Rudlicka i in. 2003).

Szacuje się, że w okresie zaledwie dwudziestu lat, tj. od lat sześćdziesiątych do osiemdziesiątych XX wieku, stężenie azotanów w wodzie bałtyckiej wzrosło o 400 %, a fosforanów prawie o 100 % (Pliński 1994). Z przeprowadzonych kalkulacji wynika, że średni roczny wzrost produkcji pierwotnej i wzrost koncentracji chlorofilu w Zatoce Gdańskiej wynosiły około 2-3 % rocznie (Renk 1990a, 1990b, 1993, 2000), a biomasa planktonu w tym czasie zwiększyła się ponad dwukrotnie (Pliński 1994).

Wyraźnym symptomem eutrofizacji akwenu notowanym na przestrzeni ostatnich pięćdziesięciu lat jest zubożenie składu gatunkowego fitoplanktonu przy jednoczesnym nasileniu i zmianie w strukturze zakwitów. Zjawiska te odnoszą się przede wszystkim do otwartych rejonów zatoki (Pliński 1993, 1994). Hipotezę zubożenia gatunkowego Pliński (1993) popiera przytaczając dane liczbowe zaczerpnięte z pracy Rumek (1948) i wyników badań własnych. W latach 1946-47 w fitoplanktonie zatoki stwierdzono obecność 260 taksonów, w latach

osiemdziesiątych identyfikowano około 200. Zmniejszenie liczby gatunków najwyraźniej zaznaczyło się wśród bruzdnic – redukcja liczby taksonów z 36 do około 10. Ubytek jednych gatunków jest rekompensowany przez wzrost liczebności komórek innych gatunków, dawniej występujących sporadycznie; takie masowe pojawy notowane są coraz częściej (Pliński 1994, Pliński 1995, Witek i Pliński 1998, Pliński i Jóźwiak 1999, Witek i Pliński 2000). Niemkiewicz i Wrzołek (1998) szacują, iż liczebność fitoplanktonu (bez uwzględnienia wiciowców) w latach 1970-1995 wzrosła

pięćdziesięciokrotnie. W przypadku, gdy głównym składnikiem zakwitów są sinice, można mówić o daleko zaawansowanym stadium procesu eutrofizacji, określanym przez niektórych autorów pojęciem hypertrofizacji (Pliński 1987). Niepokojącym zjawiskiem jest praktycznie rokroczne występowanie toksycznych i potencjalnie toksycznych zakwitów cyjanobakterii w Zatoce Gdańskiej (Pliński i in. 1998, Mazur i Pliński 2001, Mazur i in. 2003).

Ujemne skutki niepożądanego wzrostu żyzności Morza Bałtyckiego widoczne są również w jego głębszych warstwach. W zbiorowiskach okrzemek występujących w mikrofitobentosie Zatoki Gdańskiej obserwuje się zmniejszenie liczby gatunków bentosowych na korzyść gatunków planktonowych i zastąpienie gatunków autochtonicznych przez tzw. zespół antropogeniczny, który tworzą taksony najbardziej tolerancyjne względem zanieczyszczenia, takie jak: Actinocyclus normanii (Gregory) Hustedt, Cyclotella choctawhatcheeana Prasad, C. meneghiniana Kutzing, Stephanodiscus hantzschii Grunow, Thalassiosira levanderi Van Goor (Witkowski 1994, Witkowski i Pempkowiak 1995, Stachura i Witkowski 1997, Stachura-Suchoples 2001, Dziengo i Bogaczewicz-Adamczak 2003).

Kolejnym, ważnym przejawem degradacji zbiorowisk fitobentosu Zatoki Gdańskiej jest zmniejszenie w ciągu ostatnich siedemdziesięciu lat ich składu gatunkowego o prawie 40 % oraz ograniczenie występowania roślinności przybrzeżnej.

Przebudowa składu zbiorowisk fitobentosu przejawia się wyraźną ekspansją gatunków z rodziny Ectocarpaceae, a szczególnie gatunku o nitkowatych plechach Pilayella litoralis (Lyngbye) Kjellman. W wielu rejonach, zwłaszcza w Zatoce Puckiej, zanotowano ustępowanie niektórych gatunków krasnorostów, m.in. Furcellaria fastigiata (Linnaeus) Lamour i z rodzaju Ceramium Roth. oraz brunatnic – Fucus vesiculosus Linnaeus. Różnice w zasięgu i biomasie są dość znaczne porównując stan aktualny z danymi z końca lat sześćdziesiątych (Przybyłek 1968; cyt. za Pliński 1987, Klekot 1980), a w porównaniu z danymi z lat pięćdziesiątych są wręcz drastyczne (Ciszewski i in. 1962, Błędzki i Kruk- Dowgiałło 1982). W latach dwudziestych ubiegłego stulecia rośliny zasiedlały szeroki pas wybrzeża do głębokości 25 m. Aktualnie stwierdza się ich obecność zaledwie do głębokości 6 m (Klekot 1980, Pliński 1982, Pliński i Florczyk 1984). Szacuje się, że ogólna biomasa makroflory w obszarze wewnętrznej Zatoki Puckiej zmalała około ośmiokrotnie, a około 80 % biomasy fitobentosu Zatoki Gdańskiej stanowią nitkowate brunatnice z rodzaju Pilayella Bory i Ectocarpus Lyngbye (Kruk-Dowgiałło 1998, Kruk-Dowgiałło i Dubrawski 1998). Żmudziński (1994) podaje, iż obecnie spotyka się w zasadzie już tylko jednogatunkowe łąki złożone głównie z roślin nasiennych (Zanichella palustris Linnaeus) i znacznie rzadziej trawy morskiej (Zostera marina Linnaeus), a makroglony morszczyn (Fucus vesiculosis Linnaeus) i widlik (Furcellaria lumbricalis Linnaeus) zniknęły z akwenu Zatoki Puckiej u schyłku lat siedemdziesiątych. Bezpośrednią przyczyną tego zjawiska jest wzmożona produkcja materii organicznej, która zawieszona w wodzie ogranicza zasięg penetracji światła, co hamuje fotosyntezę i nie pozwala roślinności dennej na rozwój. Z drugiej strony, nie rozłożona materia opadając na dno zmienia jego strukturę. Z piaszczystego dna robi się muliste, niesprzyjające rozwojowi roślin (Pliński 1987, Pliński 1994).

Ujemne skutki niepożądanego wzrostu żyzności wód Morza Bałtyckiego można również prześledzić analizując zmiany

liczebności, różnorodności, biomasy i rozmieszczenia zwierząt. Badania zooplanktonu wykazały zwiększenie dominacji organizmów żerujących na fitoplanktonie i zawieszonej materii organicznej m.in. Acartia bifilosa Giesbrecht, A. tonsa Dana i Temora longicornis Muller, zmniejszenie liczebności niektórych taksonów zwłaszcza w obrębie Zatoki Puckiej, takich jak Eurytemora sp. Giesbrecht, Bosmina coregoni maritima Muller oraz stopniowy wzrost liczebności pierwiotniaków Tintinnoidea. Za niepokojący uznaje się fakt wzrastającej liczebności pierwotniaków epibiontycznych Zoothamidae i pasożytniczych Ellobiopsidae atakujących widłonogi Copepoda Milne-Edwards (Wiktor 1993a, Wolska-Pyś 1998). Zjawisko to w latach 1986-1991 przybrało tak masową formę, że do 90 % dorosłych osobników oraz starszych stadiów copepoditowych (TV-V) nosiło na swym ciele od kilku do kilkunastu kolonii tych pierwotniaków (Wiktor 1993a). Według Żmudzińskiego (1990, 1994) zmalała różnorodność gatunkowa zespołów zooplanktonowych w wewnętrznej Zatoce Puckiej. Jednak większość autorów (Ciszewska 1990, Wiktor 1993a, Witek i in. 1993, Wolska-Pyś 1998, Żmijewska i in. 2000, Józefczuk i in. 2003, Pliński i in. 2003) podaje, iż w zooplanktonie Zatoki Gdańskiej żadnych dramatycznych zmian nie udało się stwierdzić, a różnice w ogólnej liczebności zooplanktonu i poszczególnych składników interpretuj ą jako odpowiedź na zmiany klimatyczne. Wyjątek stanowi publikacja Ciszewskiego (1985) wykazująca począwszy od lat 50-tych stały trend wzrostu biomasy mezozooplanktonu.

Pogarszające się warunki tlenowe, z okresowymi deficytami tlenu w wodach przydennych, doprowadziły do selekcji gatunków, z przejściowymi zanikami życia z wyjątkiem mikroorganizmów beztlenowych. W drugiej połowie XX wieku wskutek okresowo występujących deficytów tlenowych w centralnych częściach głębi bałtyckich w zasadzie całkowicie wyginęły małże, zwłaszcza: Macoma calcarea Chemnitz i Astarte borealis Schumacher (Żmudziński 1987). Gatunkami obecnymi wyłącznie do połowy lat osiemdziesiątych były Priapulus caudatus Lamarck, Mysis relicta Loven oraz małże Mytilus trossulus Linnaeus, Mya

arenaria Linnaeus. Na początku lat dziewięćdziesiątych w skład gatunkowy makrofauny dennej rejonów głębi weszły skorupiaki Saduria (Mesidotea) entomon Linnaeus i Pontoporeia affinis Lindstrom (Rudlicka i in. 2003, Janas i in. 2004).

W latach pięćdziesiątych i sześćdziesiątych stwierdzono obecność pustyni bentosowej na obszarze Głębi Gdańskiej, której średni zasięg wynosił około 3000 km^2. W latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych średni zasięg pustyń makrobentosowych wzrósł do około 5000 km^2 (Żmudziński 1987, 1990). Według ostatnich prognoz obszar pustyń może powiększyć się jeszcze bardziej, obejmując dno nie tylko całej warstwy wód głębokich, i zajmować do 45 % dna Bałtyku (Pliński 1994). Obecnie na wielu obszarach jedynymi składnikami makrofauny dennej są wieloszczety: Bylgides sarsi Kinberg (żyjący zarówno w toni wodnej jak i w osadach) i Scoloplos armiger Muller.

Szacuje się, iż na obszarach głębokowodnych średnia liczebność i biomasa zoobentosu od drugiej połowy ubiegłego wieku spadły przeszło czterokrotnie. Natomiast powyżej halokliny, tj. średnio powyżej głębokości 70 m, notuje się wyraźny wzrost średnich wartości biomasy zoobentosu spowodowany głównie ponad trzykrotnym wzrostem (dane na lata osiemdziesiąte XX wieku) biomasy Mytilus trossulus i Macoma baltica Linnaeus (Majewski 1987, Żmudziński 1987, 1990, Wiktor 1993b, Witek i in. 1993, Żmudziński 1994, Szaniawska i in. 1999, Janas i in. 2004). Badania Osowieckiego (1998) wskazują, że trend ten utrzymywał się również w latach dziewięćdziesiątych XX wieku.

Degradacja łąk podwodnych w strefie płytkowodnej doprowadziła do ustąpienia fauny fitofilnej związanej z tym biotopem. Dotyczy to zwłaszcza skorupiaków, których udział w faunie dennej i biomasa obniżyły się z 10,2 % i 20,6 $g\text{-}m^{-2}$ w 1962 roku do zaledwie 1,0 % i 4,3 $g\text{-}m”^2$ w 1987 roku (Żmudziński 1967, Wiktor 1993b, Wołowicz i in. 1993, Szaniawska i in. 1999). Obecnie najpowszechniejszymi gatunkami strefy przybrzeżnej są

cztery gatunki małży: Mytilus trossulus, Macoma baltica, Mya arenaria i Cerastoderma glaucum Poiret, skąposzczety (Oligochaeta), wieloszczet – Nereis diversicolor Muller, ślimaki z rodzaju Hydrobia Hartmann i skorupiak Diastylis rathkei Kroyer. W latach dziewięćdziesiątych XX wieku pojawiły się gatunki poprzednio nie notowane: gatunek wieloszczeta północnoamerykańskiego – Marenzellaria viridis Verrill i skorupiaki Cercopagis pengoi Ostroumov, Eriocheir sinensis Milne-Edwards, Gammarus tigrinus Sexton, Idotea granulosa Rathke, Jaera syei Bocquet, J. ischiosetosa Forsman (Bielecka i in. 2000, Jęczmień i Szaniawska 2000, 2002, Normant i in. 2000, 2002, Szaniawska i in. 2003, Rudlicka i in. 2003, Janas i in. 2004).

Ze strefy płytkowodnej na skutek zaniku miejsc tarliskowych i braku odpowiedniej bazy pokarmowej ustąpiło również wiele gatunków ichtiofauny – m.in. Coregonus lavaretus Linnaeus, Esox lucius Linnaeus, Abramis brama Linnaeus, Belone belone Linnaeus, Perca fluviatilis Linnaeus natomiast z powodu utraty miejsc kryjówek – Syngnathus typhle Linnaeus i Nerophis ophidion Linnaeus (Wołowicz i in. 1993). Gatunki te zostały zastąpione przez taksony plastyczne w przystosowaniach troficznych i odporne na zaawansowaną degradację środowiska. Są to głównie ryby ciernikowate Gasterosteidae i babkowate Gobiidae (Morawski 1982, Skóra 1993, Rudlicka i in. 2003).

Jakościowe zubożenie fauny obserwowano również lokalnie w przybrzeżnej strefie tj. na przedpolach ujść ścieków do środowiska morskiego (Żmudziński 1987, Ostrowski 1985, Wołowicz i in. 1993). Podwyższenie stężeń soli biogenicznych początkowo dało doskonałe efekty gospodarcze objawiające się kilkakrotnym wzrostem połowów ryb, ze 150 tysięcy ton w latach pięćdziesiątych do prawie 900 tysięcy ton w 1985 roku. Od tego roku mimo wzrostu żyzności notuje się wyraźny spadek połowów wskazujący na zachwianie równowagi ekologicznej (Pliński 1994, Żmudziński 1994).

Fauna ssaków morskich Morza Bałtyckiego jest stosunkowo mało

zróżnicowana. Do stałych przedstawicieli należą jedynie: trzy gatunki fok – Halichoerus grypus Fabricius, Phoca vitulina Linnaeus i Pusa hispida Schreber oraz jeden niewielki waleń – Phocaenaphocaena Linnaeus. Obecnie ssaki morskie odwiedzają brzegi Zatoki Gdańskiej sporadycznie (Rudlicka i in. 2003).

Kolejne poważne niebezpieczeństwo dla ekosystemu Zatoki Gdańskiej stwarzają ścieki bytowe, które wnoszą do wody nie tylko chorobotwórcze bakterie, ale i najróżniejsze chorobotwórcze organizmy, na przykład: wirusy, grzyby drożdżoidalne, pierwotniaki i jaja robaków pasożytniczych. Efektem tego są nie tylko zamknięte plaże, ale również zły stan zdrowotny ryb. W latach osiemdziesiątych, w następstwie wzrastającego skażenia wód morskich zaczęły chorować ryby użytkowe, zwłaszcza dorsze. Epidemiczne rozmiary w Zatoce Gdańskiej przybrał pomór węgorzy, które giną wskutek powstawania głębokich, nie gojących się ran (Żmudziński 1990, Pliński 1994, Grawiński i in. 1998).

Innym zagrożeniem jest postępujące zanieczyszczenie wód i osadów Zatoki Gdańskiej substancjami toksycznymi, w tym również związkami metali ciężkich (rtęci, ołowiu, kadmu itp.) i promieniotwórczymi spowodowane odprowadzaniem do morza różnego rodzaju ścieków i odpadów przemysłowych oraz atmosferycznym transportem dymów i pyłów (Żmudziński 1990, Pliński 1994). Część z tych substancji ulega bioakumulacji, trafiając poprzez ryby do ostatecznych konsumentów: ptaków, fok i człowieka. Wskutek nadmiernego nagromadzenia się w tkankach, a zwłaszcza jajach rybożernego orła bielika związków rtęci i innych substancji trujących, jego bałtycka populacja może wkrótce zaginąć bezpowrotnie (Żmudziński 1990).

Bibliografię do tej pracy można znaleźć na stronie Ocena wpływu potoków na stan środowiska w przybrzeżnej strefie Zatoki Gdańskiej

Jeśli szukają Państwo pomocy w napisaniu własnej pracy - potrzebują Państwo fachowych konsultacji to polecamy stronę

pisanie prac - profesjonalna pomoc w pisaniu prac w granicach prawa.

Rozmieszczenie na stanowiskach

praca magisterska o motylach

Stanowisko I

Najwięcej osobników stwierdzono na stanowisku I, bo aż 938. Należały one do 38 gatunków w pięciu rodzinach (Tab. 1, Ryc. 12).

Pod względem ilościowym dominowała tu rodzina Nymphalidae z ponad 50% udziałem w roku 2005 i nieco mniejszym, bo około 45% w roku poprzednim. Drugą rodziną pod względem liczby osobników okazała się Pieridae, z tą różnicą, że to w roku 2004 stwierdzono więcej osobników (około 28% całości materiału), a w 2005 około 23%. Rodzina Lycaenidae to odpowiednio dla roku 2004 i 2005 – około 22 i 17% udziału w ogólnej liczbie. Hesperiidae w roku 2004 miały około 6% udziału, natomiast w 2005 o około 3% więcej. Najmniej liczną rodziną jest Papilionidae, która charakteryzowała się w obu latach udziałem mniejszym niż 0,5% (Ryc. 12).

Ryc. 12: Liczba osobników w rodzinach na st. I w latach 2004 i 2005

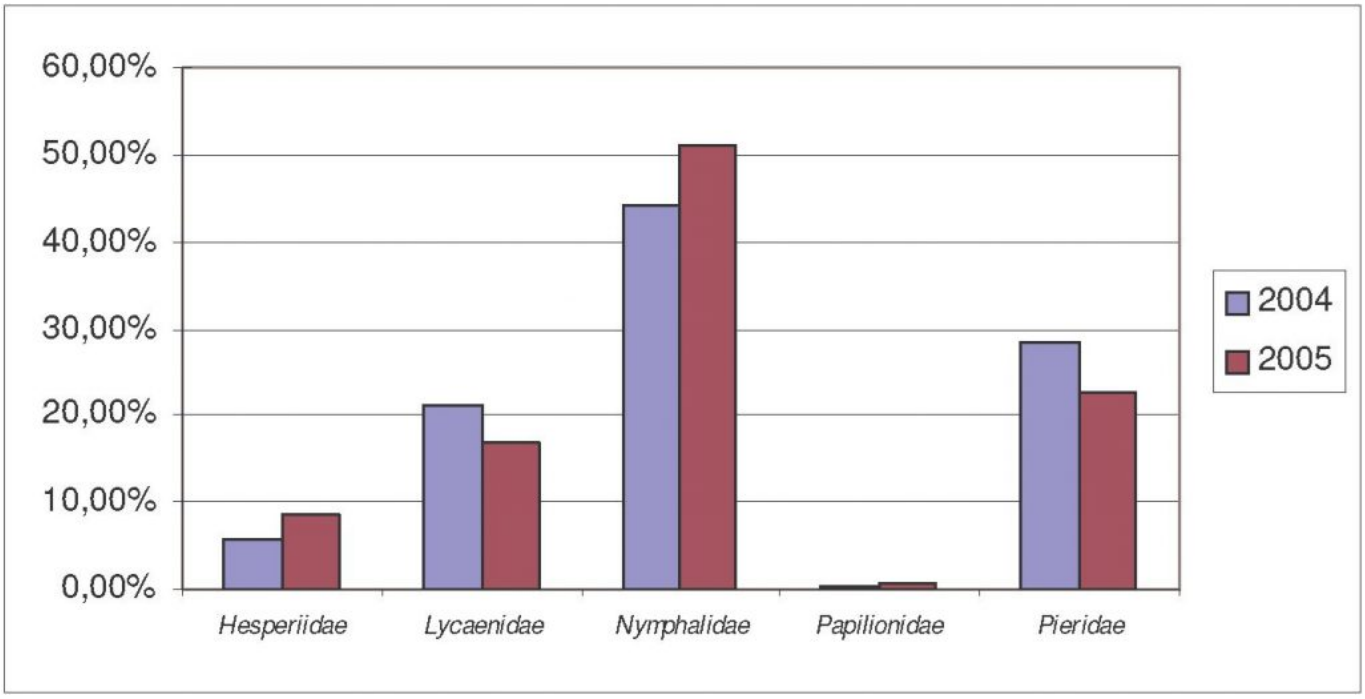


Fig. 12: Specimen’s number in the families on the locality N° 1 in years 2004 and 2005

W przypadku rozpatrywania struktury jakościowej sytuacja kształtuje się nieco odmiennie. W roku 2004 stwierdzono więcej gatunków we wszystkich rodzinach (z wyjątkiem Papilionidae). Także tu najliczniejsza okazała się rodzina Nymphalidae oraz Pieridae. To te dwie rodziny w największej mierze decydowały o strukturach jakościowej i ilościowej (Ryc. 13).

Ryc. 13: Struktura jakościowa rodzin na st. I w latach 2004 i 2005

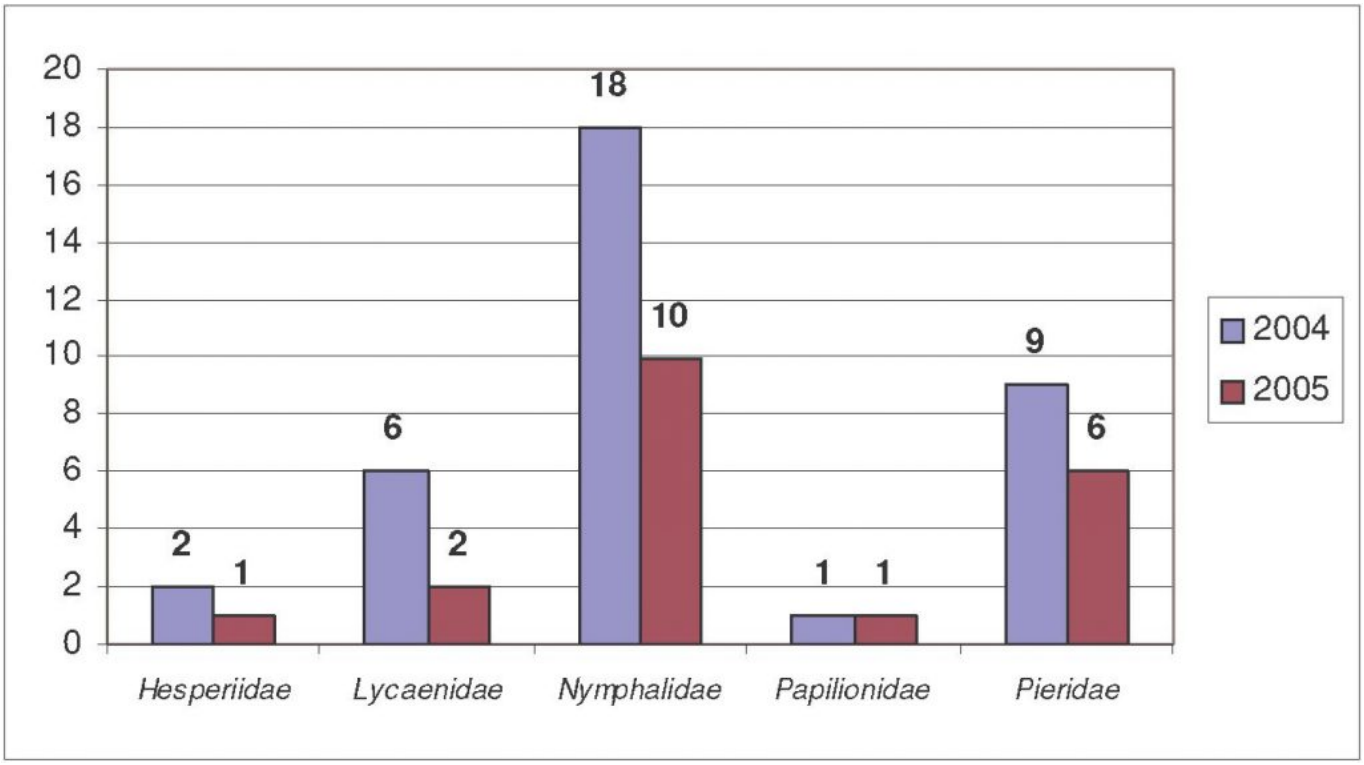


Fig. 13: Qualitative structure of the families on the locality N° 1 in years 2004 and 2005

Pod względem klas dominacji, o strukturze jakościowej w roku 2004 decydowali głównie recedenci (58%) (Ryc. 14). Pozostałe trzy klasy w znacznie mniejszym stopniu miały na nią wpływ. W roku 2005 klasa eudominantów podobnie jak i w 2004 była najmniej liczna, trzy pozostałe klasy były w większym stopniu zrównoważone. Największy udział zanotowali dominanci, subdominanci i recedenci natomiast odpowiednio co 5% mniej w stosunku do klasy poprzedniej (Ryc. 14).

Ryc. 14: Udział gatunków w klasach dominacji na st. I w latach 2004 i 2005

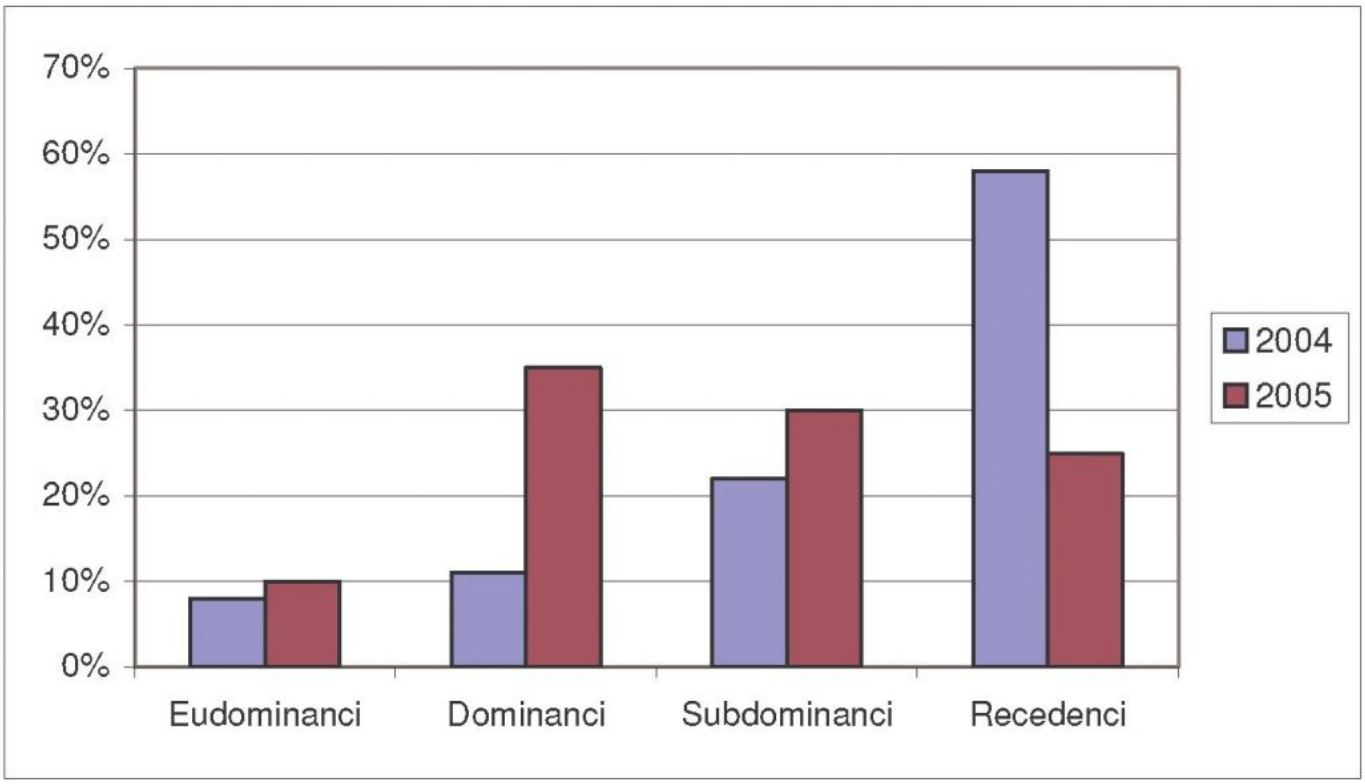


Fig. 14: The structure of the domination's classes on the locality N° 1 in years 2004 and 2005.

Najbardziej stałe gatunki w biocenozie (o największych wartościach wskaźnika stałości C charakteryzowały się z reguły największymi liczebnościami (Tab. 2). Można do nich zaliczyć gatunki z rodzaju Pieris, czy Polyommatus icarus. Choć

wystąpiło też kilka gatunków, które pomimo niskich wartości stałości były eudominantami, czy dominantami. Do grupy eudominantów z niską stałością zaliczyć można Lycaena virgaureae (D=11,73%; C=21,43%) i Aphantopus hyperantus (D=10,77%; C=28,57%). Natomiast do klasy dominantów Maniola jurtina z dominacją równą 5,86% i wskaźnikiem stałości 28,57%. Wynikać to może z masowych pojawów krótkim okresie (koniec czerwca, lipiec, początek sierpnia).

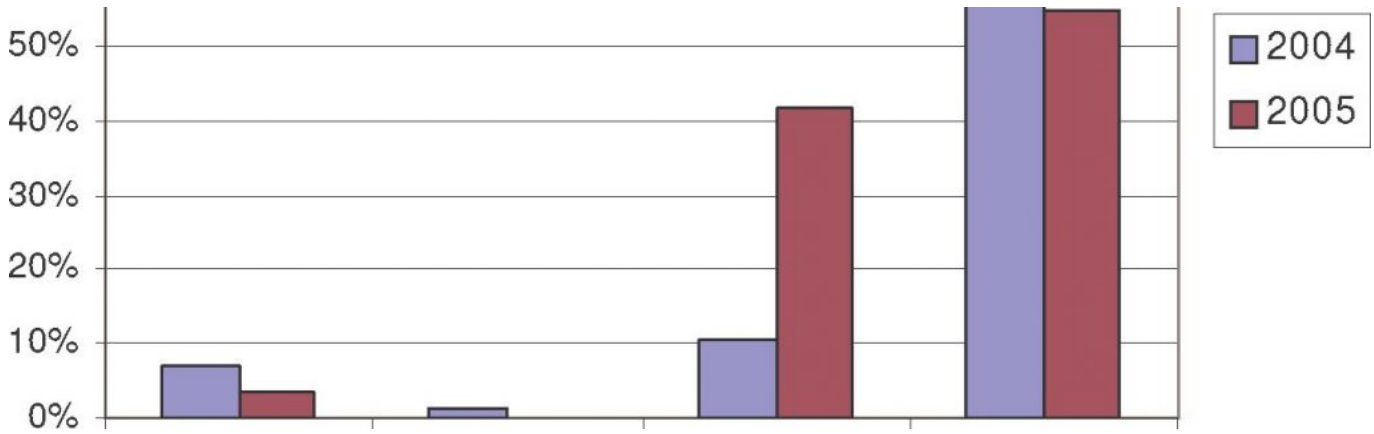
Wartość wskaźnika Shannona-Wienera na stanowisku I wyniosła H'=2,58.

Stanowisko II

Najuboższym pod względem gatunkowym i ilościowym okazało się stanowisko II. Stwierdzono występowanie tylko 289 osobników należących do 14 gatunków w 4 rodzinach (Tab. 1). Tutaj także wskaźnik Shannona uzyskał najniższa wartość, bo 1,63.

Najliczniejszą rodziną stanowiska II była rodzina Pieridae z 81% udziałem w roku 2004 i 55% w roku kolejnym. Drugą pod względem liczebności okazała się rodzina Nymphalidae (Ryc.15). Różnice w udziale w poszczególnych latach w tej rodzinie wynikaj ą najprawdopodobniej, tak jak w poprzednich przypadkach z terminów i ilości pobieranych prób w roku 2005. Rodzina Hesperiidae to odpowiednio dla lat 7 i 3%. Natomiast w przypadku Lycaenidae w roku 2005 nie stwierdzono żadnego okazu, a w roku poprzednim modraszki stanowiły tylko 1% całości materiału.

Hesperidae Lycaenidae Nymphalidae Pieridae



Ryc. 15: Liczba osobników w rodzinach na stanowisku II w latach 2004 i 2005 Fig. 15: Specimen’s number in the families on the locality N° 2 in years 2004 and 2005

O strukturze jakościowej na stanowisku II decydowały dwie rodziny: Nymphalidae i Pieridae. W 2004 odnotowano 7 gatunków rusałek, a w 2005 gatunków 5. W przypadku bielinków w pierwszym roku było 5, natomiast w drugim roku dwa gatunki (Ryc. 16). Powszelatki (Hesperiidae) w obydwu latach

reprezentowane były przez jeden gatunek – Ochlodes sylvanus. Podobnie modraszki, również przez jeden gatunek – Polyommatus icarus, z tym tylko, że w roku 2005 nie został wykazany nawet ten jeden.

Ryc. 16: Struktura jakościowa rodzin na stanowisku II w latach 2004 i 2005

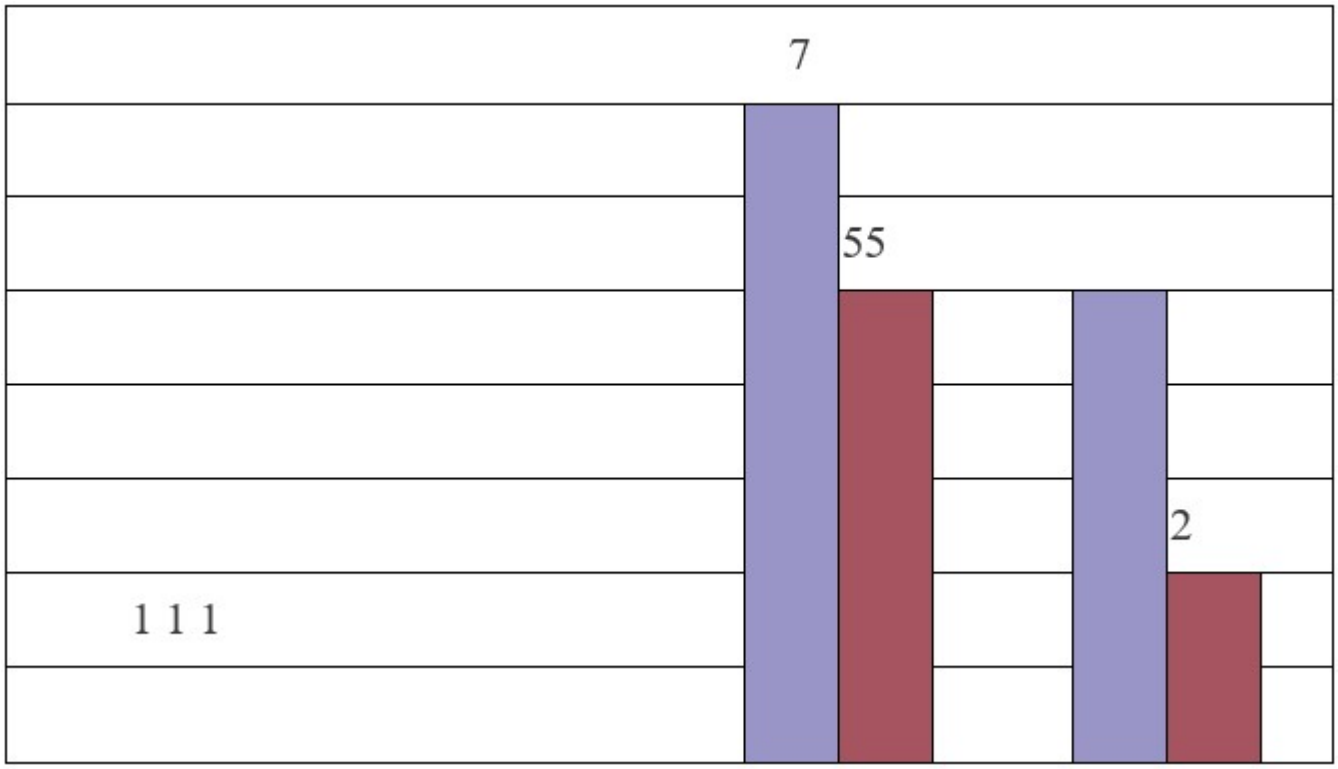


Fig. 16: Qualitative structure of the families on the locality N° 2 in years 2004 and 2005

O układzie jakościowym stanowiska II w roku 2004 decydowała głównie klasa recedentów (58%) oraz w mniejszym stopniu klasa eudominantów – 21%. Dominanci cechowali się 7% liczebnością, subdominanci dwukrotnie wyższą. Rok 2005 to mniej więcej równomierne rozłożenie się liczebności na trzy pierwsze klasy. Zabrakło tym razem klasy recedentów (Ryc. 17).

Ryc. 17: Udział gatunków w klasach dominacji na st. II w latach 2004 i 2005

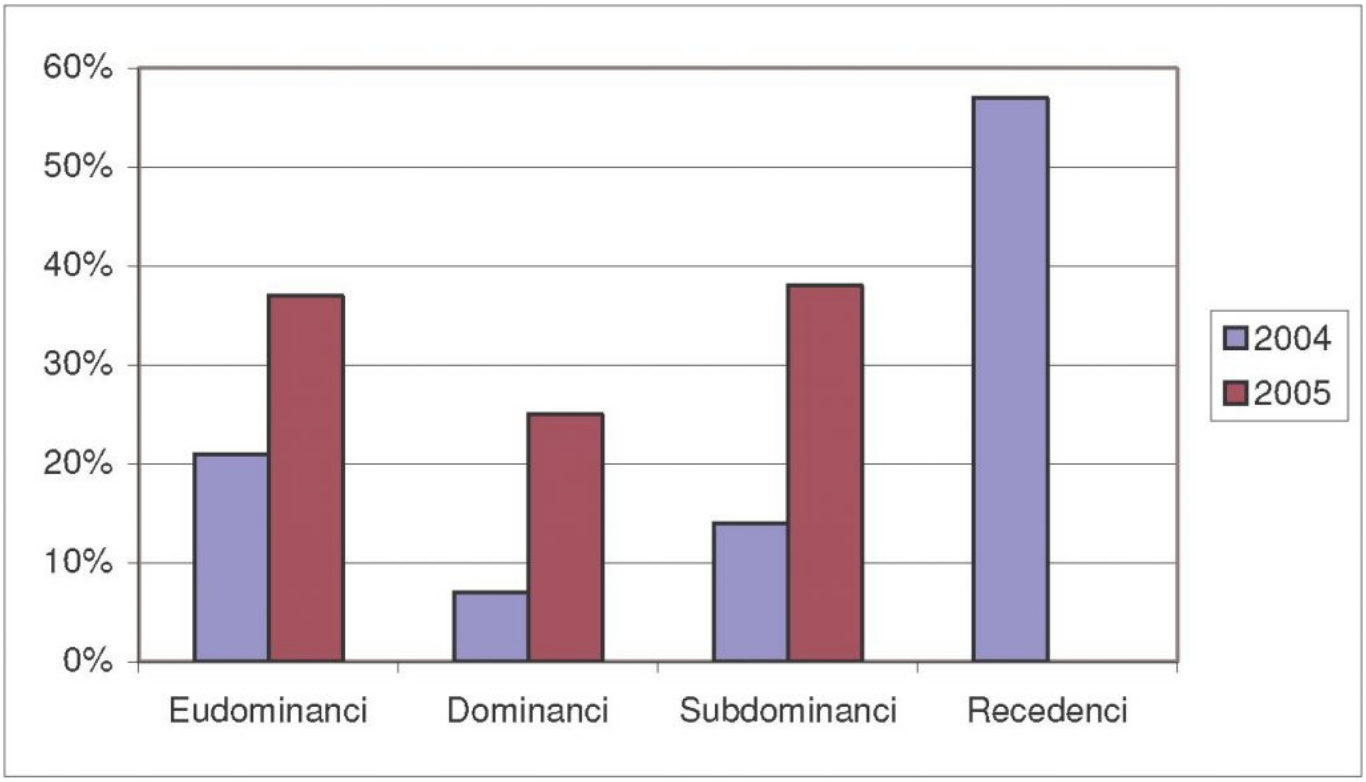


Fig. 17: The structure of the domination's classes on the locality N° 2 in years 2004 and 2005

Tak jak w przypadku poprzednich stanowisk, tak i tu o strukturze ilościowej decydowały gatunki o największych wartościach wskaźnika C. Były to gatunki z rodzaju Pieris sp. oraz Inachis io (Tab. 2).

Stanowisko III

Na drugim miejscu pod względem bogactwa gatunkowego znajduje się stanowisko III. Wskaźnik Shannona uzyskał wartość 2,44. Stwierdzono tu 564 osobniki, należące do 26 gatunków w czterech rodzinach (Tab. 1).

Na tym stanowisku pod względem ilościowym zdecydowanie dominowała rodzina Pieridae z około 40% udziałem w zgrupowaniu w obu latach badań. Rodzina Nymphalidae odnotowała identyczne wartości w obu latach poboru prób, po 28%. Ciekawie prezentuje się sytuacja w rodzinie Lycaenidae. Otóż w roku 2005 zanotowano o 13% większy udział tej rodziny w ogólnej liczbie osobników w stosunku do roku poprzedniego (Ryc. 18). Można to

tłumaczyć rozłożeniem poboru prób w roku 2005. Pomimo wystąpienia tylko 2 gatunków z tej rodziny (Lycaena virgaureae i Polyommatus icarus) zanotowały one tak wysokie wartości. Przyczyniła się do tego stosunkowo duża liczebność Czerwończyka dukacika w momencie jego pojawu, natomiast w przypadku Modraszka ikara jego wysoka stałość na stanowisku. Rodzina Hesperiidae to 16% udział w roku 2004 i tylko 5% w roku następnym. Tę sytuację można tłumaczyć brakiem w próbach gatunku Ochlodes sylvanus, gdyż pobór prób zakończył się w momencie, gdy miał dopiero nastąpić pojaw tego gatunku.

Ryc. 18: Liczba osobników w rodzinach na st. III w latach 2004 i 2005

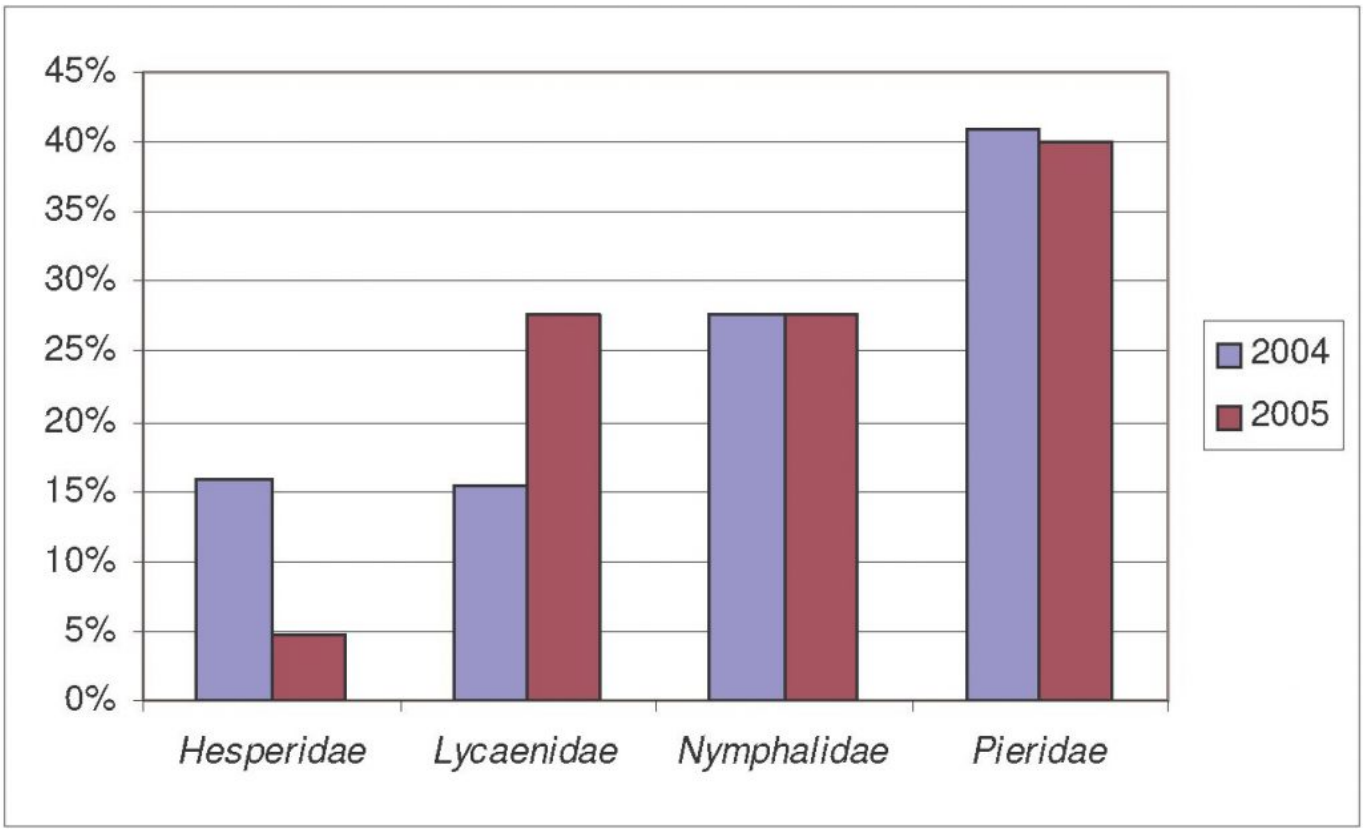


Fig. 18: Specimen’s number in the families on the locality N° 3 in years 2004 and 2005

O strukturze jakościowej w największej mierze decydowała rodzina Nymphalidae, z aż 11 gatunkami w roku 2004 i tylko 5 w roku następnym. Rodzina Pieridae, najliczniejsza pod względem ilościowym, tu znajduje się na drugim miejscu. Struktura

jakościowa rodziny Lycaenidae, to odwrotna sytuacja w stosunku do zależności ilościowych. W roku 2004 stwierdzono występowanie 6 gatunków, jednak ich liczebność była na tyle niska, że nie wpływała znacząco na ogólną liczbę motyli. W rodzinie Hesperiidae zarówno struktura ilościowa jak i jakościowa wyglądają podobnie. W roku 2004 zanotowano dwa gatunki, natomiast w 2005 tylko jeden (Ryc.19). Spowodowane było wcześniejszym zakończeniem poboru prób.

Ryc. 19: Struktura jakościowa rodzin na st. III w latach 2004 i 2005

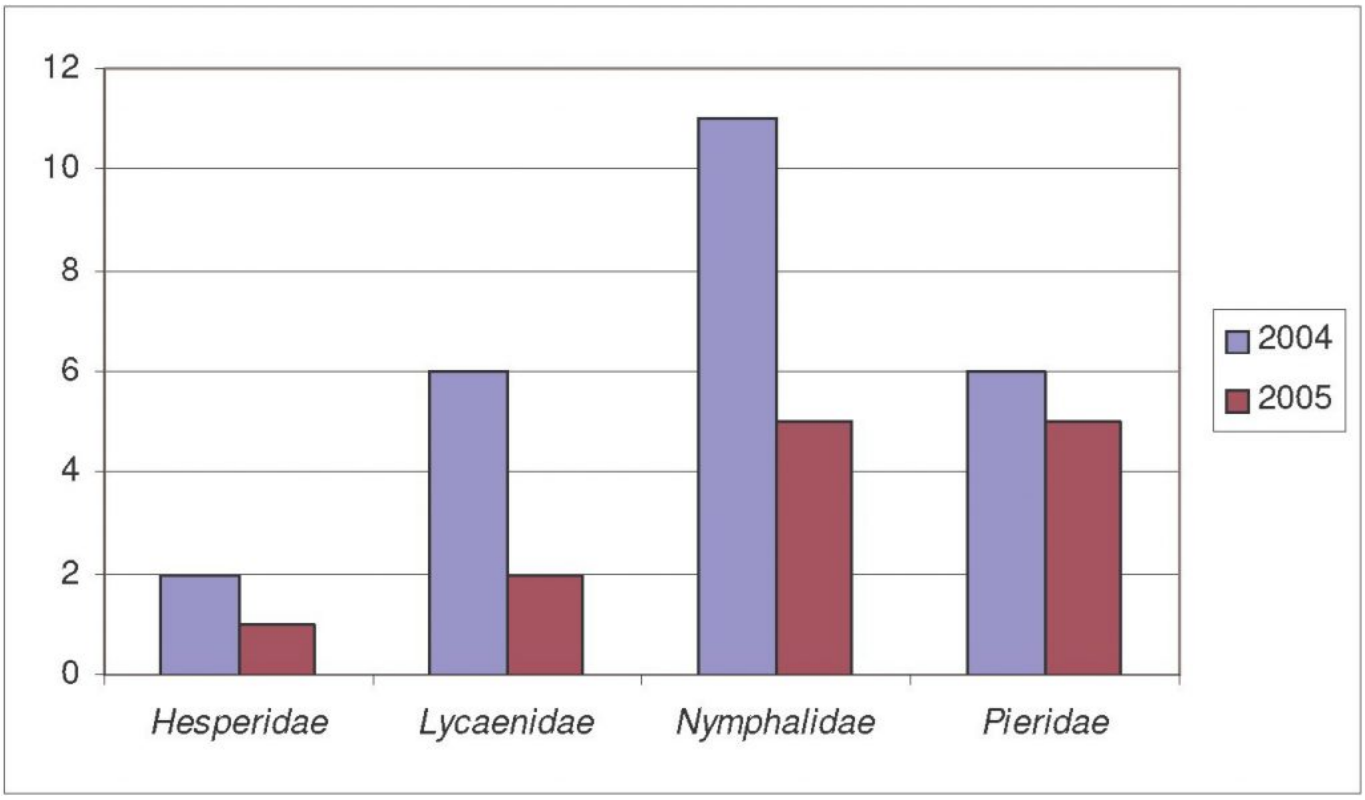


Fig. 19: Qualitative structure of the families on the locality N° 3 in years 2004 and 2005

Najliczniejszymi klasami dominacji byli recedenci (44%) i subdominanci (32%), które to w głównej mierze organizowały strukturę jakościową stanowiska III. Klasy eudominantów i dominantów przyjęły wartości po 12%. W roku 2005 sytuacja uległa zmianie, gdyż to pierwsze trzy klasy w niemal identycznym stopniu decydowały o układzie jakościowym. Klasa

recedentów była najmniej liczna – tylko 8% (Ryc.20).

Ryc. 20: Udział gatunków w klasach dominacji na st. III w latach 2004 i 2005

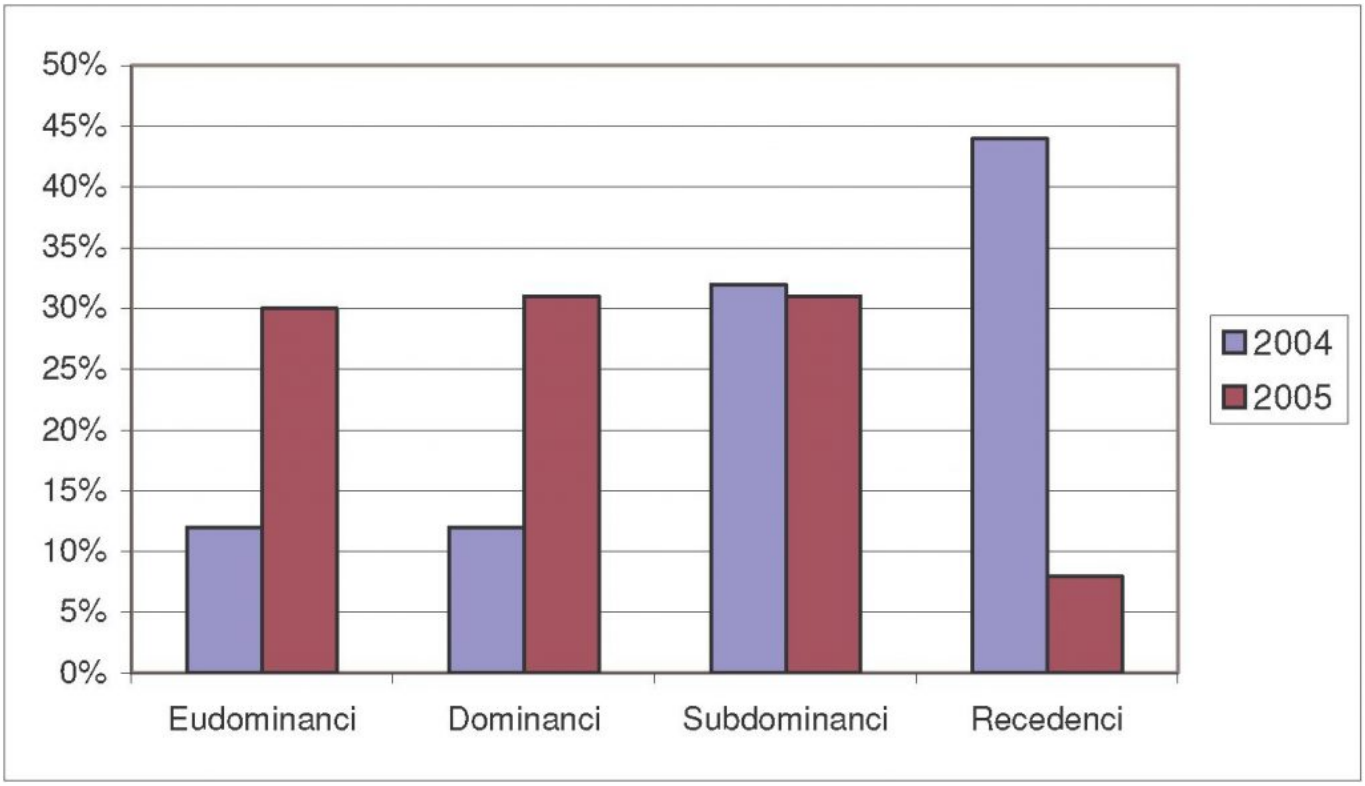


Fig. 20: The structure of the domination's classes on the locality N° 3 in years 2004 and 2005

Podobnie jak w przypadku stanowiska I, tak i tu o strukturze ilościowej decydowały głównie gatunki o największych wartościach wskaźnika stałości. Do gatunków stałych można tu zaliczyć Aglais urticae (D=4,8%; C=64,29%), Inachis io (D=3,19%; C=64,29%), Pieris napi (D=11,88%; C=78,57%), Pieris rapae (D=17,2%; C=71,43%) oraz Polyommatus icarus z dominacją D=9,22% i wskaźnikiem C=71,43% (Tab. 2).

Jako że na stanowisku tym stwierdzono występowanie gatunku chronionego i znajdującego się na czerwonej liście (Lycaena dispar LR) wyliczono dla stanowiska nowe wskaźniki REB, REBp oraz RES. Wskaźniki te bazują na czerwonych listach zwierząt. Wartości wskaźników wyniosły odpowiednio 0,08; 1,3% oraz 4%. Na pozostałych stanowiskach nie stwierdzono motyli z

czerwonych list, więc wartości tych wskaźników wynosiły 0.

Jeśli szukają Państwo pomocy w napisaniu własnej pracy - potrzebują Państwo fachowych konsultacji to polecamy stronę pisanie prac - profesjonalna pomoc w pisaniu prac w granicach prawa.

Badania własne

1. Cel pracy

Celem pracy było przeprowadzenie pomiarów mających na celu zbadanie oddziaływania materiału inertnego na ziarno w cyrkulacyjnej warstwie fluidalnej.

2. Zakres pracy

Zakres prac eksperymentalnych obejmował:

- przygotowanie stanowiska do badań;
- przygotowanie węgla i materiału inertnego;
- badanie rozkładu ciśnienia w kolumnie fluidyzacyjnej;
- badanie zmiany masy ziarna węgla w kolumnie fluidyzacyjnej;
- wizualizacja i obserwacja procesu;
- opracowanie wyników.

Do badań użyto piasku kwarcowego o średnicach: 1mm; 630µm; 500µm; 400µm; 315µm – jako materiał inertny – oraz ziarna węgla o średnicy 7,74 mm i masie 0,24g.

Badania obejmowały pomiar ciśnienia dynamicznego w kolumnie fluidyzacyjnej oraz rejestracje zmiany masy ziarna węgla.

Ponadto wykonano metodą video wizualizację procesu w komorze.

3. Metodyka badań

3.1 Opis stanowiska badawczego

Badania zostały przeprowadzone na stanowisku badawczym, którego schemat przedstawiony jest na rys. 13.

Podstawowym elementem tego układu jest rura ze szkła kwarcowego o średnicy 26mm. Powietrze ze sprężarki (2) przez rotametr (4) wprowadzane jest pod ruszt (5) nad którym znajduje się materiał inertny. Pod wpływem powietrza materiał ten unoszony jest do góry tworząc pulsującą warstwę. Regulację ilości podawanego powietrza uzyskano dzięki zastosowaniu zaworu kulowego (3) i rotametru (4). Nad wylotem rury kwarcowej zainstalowaną wagę elektroniczną (7) rejestrującą zmianę masy ziarna węgla. Układ pomiarowy składa się z karty pomiarowej (9) pozwalającej na rejestrację mierzonych wielkości fizycznych, która połączona jest z miernikiem ciśnienia (8). Pomiaru ciśnienia dokonywano bezpośrednio w kolumnie fluidyzacyjnej przy pomocy sondy pomiarowej (6) co 20mm. Przebieg procesu zarejestrowano kamerą video (11).

3.2 Metody pomiarowe

Do procesu użyto ziarna węgla o średnicy 7,74mm i masie 0.24g.

Badania przeprowadzono w dwóch etapach. Pierwszy etap polegał na badaniu rozkładu ciśnienia wzdłuż kolumny fluidyzacyjnej w obecności złoża inertnego. Pomiar ciśnienia odbywał się za pomocą sondy połączonej bezpośrednio z miernikiem współpracującym z komputerem. Jako materiału inertnego użyto piasku kwarcowego o granulacji: 1mm, 630µm, 500µm, 400µm, 315µm. Badania prowadzono dla różnej wysokości warstwy inertnej.

W drugim etapie pracy przeprowadzono badania zmiany masy

ziarna węgla w kolumnie fluidyzacyjnej. Zmianę masy mierzono za pomocą wagi elektronicznej.

Podczas procesu stosowano różne wielkości natężenia przepływu powietrza w zależności od granulacji i wysokości warstwy materiału inertnego.

Jeśli szukają Państwo pomocy w napisaniu własnej pracy - potrzebują Państwo fachowych konsultacji to polecamy stronę pisanie prac - profesjonalna pomoc w pisaniu prac w granicach prawa.

Okrzemki jako wskaźniki cech środowiska wodnego

Pierwsze prace wykorzystujące okrzemki jako wskaźniki różnych czynników środowiska, takich jak: temperatura, prądy oceaniczne, czy zmiany poziomu morza pojawiły się już w XIX wieku (Ehrenberg 1838; cyt. za Round i in. 1990, Cleve 1884, 1889; cyt. za Bąk 2004, Cleve 1891; cyt. za Molder i Tynni 1967). Peryfitonowe i fitoplanktonowe taksony okrzemek, obok szeregu innych wskaźnikowych gatunków roślin i zwierząt, wprowadzano do systemów saprobowych służących ocenie jakości wód dopiero na początku XX wieku (Kolkwitz i Marsson 1908, Fjerdingstad 1964), natomiast indeksy saprobowe zaproponowane w połowie XX wieku przez Pantle i Bucka (1955) oraz Zelinkę i Marvana (1961) zostały po raz pierwszy stosunkowo niedawno wykorzystane do okrzemek przez Sladecka (1986).

Równocześnie nastąpił rozwój metod bazuj ących na wiedzy dotyczącej ekologicznych spektrów poszczególnych gatunków okrzemek. Stopniowo wprowadzano klasyfikacje odnoszące się do szerokiej gamy parametrów fizycznych i chemicznych środowiska na przykład dla: temperatury (Hustedt 1956, Cholnoky 1968),

zasolenia (Kolbe 1927, 1932, Florin 1946, Hustedt 1953, 1956, Simonsen 1962, Berglund 1964, Pankow 1976), odczynu (pH) wody (Hustedt 1937-39, 1957, Cholnoky 1968), natlenienia (Hustedt 1937-39), prądu wody (Hustedt 1937-1939, Roll 1938), koncentracji mineralnych składników pokarmowych (Rawson 1956, Sparling i Nalewajko 1970). Klasyfikacje te doprowadziły do utworzenia gruntownych i wyczerpuj ących kompilacji dotyczących wymagań życiowych okrzemek (Hakansson 1993, Denys 1991/2, Van Dam i in. 1994, Hofmann 1994).

Studia nad strukturą zbiorowisk okrzemek zaproponowane przez Patrick (1949) i Van Dam'a (1982) przyczyniły się do upowszechnienia licznych indeksów różnorodności, zwłaszcza Shannona-Weaver'a (1949), m.in. przez Lobo i Kobayasi (1990), a następnie stworzenia tematycznych indeksów – odczynu (pH) wody (Renberg i Hellberg 1982, Hakansson 1993), trofii (Nygaard 1949, Stockner 1972, Whitmore 1991) i zasolenia (Ziemann 1991). Ostatecznie dzięki rozwinięciu metod bazujących na zbiorowiskach okrzemek z różnych środowisk zaczęto konstruować indeksy okrzemkowe służące do określania stanu trofii, saprobii czy ogólnego zanieczyszczenia wód (Lange-Bertalot 1979a, 1979b, Fabri i Leclerq 1986, Steinberg i Schiefele 1988, Schiefele i Schreiner 1991). Obecnie, zarówno w krajach Unii Europejskiej, jak i Stanach Zjednoczonych

prowadzi się badania nad stworzeniem metody oceniającej stan środowiska wodnego, która odnosiłaby się do kondycji zbiorowisk okrzemek i porównania ich ze zbiorowiskami obecnymi w warunkach naturalnych – nie zmienionych pod wpływem działalności człowieka zgodnie z zaleceniami Dyrektywy 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady Wspólnoty Europejskiej z dnia 23 października 2000 roku (Jamieson i in. 2004, Kelly 2004a, Spaulding i Pan 2004, Stevenson 2004, Yallop i in. 2004).

Wśród metod oceny jakości wody, wykorzystujących potencjał bioindykacyjny okrzemek, wyróżnia się kilka grup zależnie od

ostatecznego celu badań (Prygiel i in. 1999a).

Jeśli szukają Państwo pomocy w napisaniu własnej pracy - potrzebują Państwo fachowych konsultacji to polecamy stronę pisanie prac - profesjonalna pomoc w pisaniu prac w granicach prawa.

Podstawy fluidyzacji

Fluidyzacja jest procesem tworzenia się zawiesiny drobnych cząstek węgla w przepływającym od dołu strumieniu powietrza. Dobranie wymiarów cząstek węgla i prędkości strumienia powietrza powoduje, że jego cząstki wprowadzone w ruch turbulentny tworzą tzw. fazę fluidalną, wykazującą właściwości fizyczne bardzo zbliżone do cieczy. Cząstki węgla są wówczas doskonale wymieszane z powietrzem, a duża powierzchnia styku cząstek węgla i powietrza powoduje zwiększenie intensywności spalania.

Taka intensywność spalania pozwala na zmniejszenie wymiarów komory paleniskowej, w której proces ten zachodzi, oraz na obniżenie temperatury spalania do 800 – 900°C. Konsekwencją obniżenia temperatury spalania jest zmniejszenie się ilości wytwarzanych w procesie spalania tlenków azotu oraz ulatniania się cząstek sodu i wanadu. Tlenki azotu są groźne dla środowiska, a sód i wanad powodują korozję turbin gazowych napędzanych spalinami z paleniska fluidalnego [1]. Kotły fluidalne osiągnęły swój sukces dzięki ich zdolności do zgodnego z zaostrzającymi się normami ochrony powietrza oraz spalania paliw odpadowych. Dodatkowe korzyści z zastosowania spalania fluidalnego to [2]:

- wysoka skuteczność wypalania paliwa (99%),
- niska emisja NO_x i SO_2 bez konieczności stosowania dodatkowych instalacji dla ich redukcji,

- możliwość jednoczesnego spalania różnych typów paliw, w tym także paliw bardzo niskiej jakości.

Dzięki idealnemu wymieszaniu cząstek węgla z powietrzem w warstwie fluidalnej oraz faktowi, że temperatura złoża fluidalnego jest niższa niż temperatura topnienia popiołu zawartego w węglu, możliwe jest spalanie węgla niskokalorycznego, zawierającego bardzo dużo popiołu. W palenisku fluidalnym możliwe jest spalanie węgla o wartości opałowej począwszy od ok. 6,3 [MJ/kg] bez odbioru ciepła z warstwy fluidalnej i od ok. 13 [MJ/kg] przy odbiorze ciepła z warstwy fluidalnej [1]. Pomyślnie wypadły próby ze spaleniem w różnych typach palenisk fluidalnych również innych rodzajów paliw. Ich wyszczególnienie zawarto w tabeli 1.

Tabela 1. Rodzaje paliw spalane w różnych typach palenisk fluidalnych

Odpady organiczne	Odpady rolne/ biomasa Drewno i odpady drzewne Ścieki i ekskrementy
Węgiel(wszystkie klasy)	Antracyt Bitumiczny Sub-bitumiczny Lignit Masa bitumiczna Miał antracytowy Torf
Gazy	Ziemny Gazy odlotowe
Koks naftowy	Stały Płynny

Muły i szlamy	Komunalne Odpady przemysłu papierniczego Pozostałości z czernideł
Inne substancje i produkty odpadowe	Paliwo uzyskane z odpadów (RDF) Oleje resztkowe i odpadowe Bituminy i asfaltyny Strzępy opon Łupki bitumiczne Diatomit

Intensywność reakcji chemicznych zachodzących w warstwie fluidalnej jest również wykorzystywana do drugiego, niemniej ważnego celu, a mianowicie wiązania siarki zawartej w węglu i spalającej się na dwutlenek siarki z dodanym do węgla tlenkiem wapnia w postaci mielonego kamienia wapiennego lub dolomitu. Dwutlenek siarki wiąże się w warstwie fluidalnej z tlenkiem wapnia, tworząc siarczan wapnia wg reakcji:

$$CaCO_3 \xrightarrow{\text{ciepło}} CaO + CO_2$$ (2.1.1)

$$SO_2 + CaO + \frac{1}{2}O_2 \rightarrow CaSO_4$$

(2.1.2)

Ponadto w kotłach fluidalnych siarkę zawartą w paliwie można związać wprowadzając sorbent. W wyniku czego powstaje siarczek wapnia. Stosunkowo niska temperatura panująca w palenisku powoduje, że wiązanie to pozostaje stabilne i powstający siarczek wapnia jest usuwany wraz z popiołem (w wysokich temperaturach panujących w kotłach ze zwykłymi paleniskami siarczek wapnia powstaje trudniej, a ponadto część jego rozkłada się z powrotem na tlenek wapnia i na dwutlenek siarki w dalszym odcinku drogi spalania). Skuteczność odsiarczania

spalin w takim procesie osiąga 95% , a więc jest większa niż w innych procesach, a sam proces jest tańszy inwestycyjnie[1].

Wymiana ciepła między warstwą fluidalną a umieszczonymi w niej rurowymi powierzchniami ogrzewalnymi kotła jest także bardzo intensywna, co wpływa na wymiary komory paleniskowej. Do 60% ciepła uzyskanego ze spalania może być przyjęte przez te powierzchnie ogrzewalne.

Palenisko fluidalne pozwala na zmniejszenie emisji dwutlenku siarki do atmosfery przy stosunku molowym Ca/S = 1,5 o 80%, a przy stosunku molowym Ca/S = 2,5 nawet o 95%. Równocześnie emisja tlenków azotu do atmosfery zostaje zmniejszona o 50¸80% w stosunku do paleniska pyłowego [1].

---

[1] Kucowski J., Laudyn D., Przekwas M. – Energetyka a ochrona środowiska, Wydawnictwa Naukowo Techniczne, Warszawa 1993r.

Jeśli szukają Państwo pomocy w napisaniu własnej pracy - potrzebują Państwo fachowych konsultacji to polecamy stronę pisanie prac - profesjonalna pomoc w pisaniu prac w granicach prawa.